



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

**Factores relevantes de la contaminación ambiental por nano
plásticos, 2020**

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO AMBIENTAL

AUTORES:

Martinez Cuadros, Rosinaldo (ORCID: 0000-0003-2722-439X)
Ramos Huamani, Edson Samuel (ORCID: 0000-0002-1871-3493)

ASESORA:

Mg. Cabello Torres, Rita Jaqueline (ORCID: 0000-0002-9965-9678)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Tratamiento y gestión de los residuos

LIMA – PERÚ

2021

Dedicatoria

A Dios por darnos la vida y permitirnos llegar a este momento en nuestra formación profesional. A mis padres, Jesús Martínez Huallpa y Benita Cuadros Quispe por su gran apoyo incondicional, sus consejos, el gran esfuerzo que realizan día a día por sacarnos adelante y por estar en los momentos más importantes de nuestra vida. Y a mis hermanos, Carlos, Albert, Frida por sus constantes palabras de motivación y a todos mis familiares quienes con sus palabras de aliento me incitan a seguir adelante día a día.

MARTINEZ CUADROS ROSINALDO

Dedicatoria

A mis padres Samuel Ramos Mesajil y Maura Huamani Leon quienes con su amor, paciencia y esfuerzo me han permitido llegar a cumplir hoy un sueño más, gracias por inculcar en mí el ejemplo de esfuerzo y valentía, de no temer las adversidades porque Dios está conmigo siempre. A mis hermanos JHonatan y Maycolll por su cariño y apoyo incondicional, durante todo este proceso, por estar conmigo en todo momento gracias. A toda mi familia porque con sus oraciones, consejos y palabras de aliento hicieron de mí una mejor persona y de una u otra forma me acompañan en todos mis sueños y metas.

RAMOS HUAMANI EDSON SAMUEL

Agradecimiento

Queremos expresar nuestra gratitud a la universidad cesar vallejo, por abrirnos las puertas y formar parte de esta gran familia universitaria. A nuestra asesora Mg. Rita Jaqueline Cabello Torres, por sus valiosos consejos, por orientarnos y encaminarnos durante todo el proceso de la elaboración de la tesis.

AUTORES

Índice de contenido

Carátula	i
Dedicatoria	ii
Agradecimiento	iii
Índice de contenido	iv
Índice de tablas	v
Índice de figuras	vi
RESUMEN	viii
ABSTRACT	ix
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO	5
III. METODOLOGÍA	19
3.1. Tipo y diseño de investigación	19
3.2. Categorías, subcategorías y matriz de categorización	19
3.3. Escenario de estudio	21
3.4. Participantes	21
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos, validez y confiabilidad	21
3.6. Procedimiento	21
3.7. Rigor científico	22
3.8. Método de análisis de datos	22
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	23
V. CONCLUSIONES	35
VI. RECOMENDACIONES	37
REFERENCIAS	38
ANEXOS	56
Anexo1 Declaratoria de originalidad del autor	56
Anexo 2 Declaratoria de autenticidad del asesor	57
Anexo 3 Matriz ambientales, parámetros y análisis aplicados en la identificación de composiciones de nanopartículas	58

Índice de tablas

Tabla 1	Matriz de categorización apriorística	20
Tabla 2	Identificación y cuantificación de nano plásticos.	25

Índice de figuras

Figura 1	Clasificación de MP, fuentes de MP, conversión de MP en NP y destino y transporte de MP en el medio ambiente.	2
Figura 2	Proceso de Adsorción de contaminantes emergentes fármacos en plástico de poliestireno NP.	7
Figura 3	Microscopía electrónica de transmisión (http://www.scai.uma.es/ , sf) de b) y c) nanoplásticos de polietileno.	13
Figura 4	Transporte de NP y asociación con la carga bacteriana y transferencia horizontal de genes por la adsorción de biopelículas	15
Figura 5	Composición y estructura química de plásticos comerciales.	23
Figura 6	Corte en laboratorio para simulación de desechos de plástico. Microscopía SEM de plástico: fisuras en su cara de polietileno	24
Figura 7	Distribución de PS-COOH amarillo-verde fluorescente en núcleos de microalgas azules	26
Figura 8	H. attenuata con microplástico ingerido (color azul y transparentes) en la cavidad gástrica.	27
Figura 9	Países donde se han desarrollado estudios en la presente década hasta el 2016 en sistemas acuáticos d (agua dulce y residuales)	28
Figura 10	Fuentes de contaminación y transporte de nano plásticos a los compartimentos ambientales	29

Figura 11	Bioindicadores usados en estudios eco toxicológicos de NP.	30
Figura 12.	Transporte ambiental estimado para el plástico.	31
Figura 13	Círculos coloreados: 442 lugares oceánicos con concentraciones (masa). Áreas grises oscuro: zonas de acumulación (ZA). Área gris claro: ZA interior y exterior (insinúa posible destino de Nanoplásticos).	33
Figura 14	Estudios de adsorción real frente a caracterizaciones polímeros puros	34

RESUMEN

El uso de los plásticos y su disposición en botaderos informales ha traído como consecuencia su degradación en forma de nanoplásticos que afectan al ambiente y a los seres vivos. Esta investigación de tipo cualitativo, descriptivo, ha tenido el objetivo general de evaluar los factores relevantes de la contaminación ambiental por nanoplásticos. La metodología empleada ha sido la revisión bibliográfica de la base de datos Scopus y artículos científicos de revistas indexadas con información de años recientes sobre los métodos aplicados en su identificación y cuantificación, su transporte ambiental, adsorción de contaminantes y sus efectos sobre la biota. Los resultados indicaron que no se cuenta con una metodología estandar para cuantificar e identificar los nanoplásticos, asimismo su superficie adsorbe agentes contaminantes, materia orgánica natural que adsorbió preliminarmente contaminantes, los grupos funcionales son los responsables del proceso. Su transporte ambiental desde fuentes terrestres causan su fragmentación y culmina en los océanos, se fotodegrada e intemperiza formando agregados, están presentes en las columnas de agua, en el fondo de ríos afectando a la biota presente en los ecosistemas, lo cual señala su ingreso a la cadena trófica. En conclusión los nanoplásticos presentan factores que afectan la calidad del ambiente, recursos y pone en riesgo la salud humana.

Palabras clave: nanoplásticos, adsorción, identificación y cuantificación, transporte ambiental

ABSTRACT

The use of plastics and their disposal in informal dumps has resulted in their degradation in the form of nanoplastics that to the environment and living beings. This qualitative, descriptive research has had the general objective of evaluating the relevant factors of environmental contamination by nanoplastics. The methodology used has been the bibliographic review of the Scopus database and scientific articles from indexed journals with information from recent years on the methods applied in their identification and quantification, their environmental transport, adsorption of pollutants and their effects on biota. The results indicate that there is no standard methodology to quantify and identify nanoplastics, as well as their surface adsorbs pollutants, natural organic matter that preliminarily adsorbed pollutants, the functional groups are responsible for the process. Its environmental transport from land sources causes its fragmentation and culminates in the oceans, it photodegrades and weathers forming aggregates, they are present in the water columns, at the bottom of rivers, affecting the biota present in the ecosystems, which indicates their entry into the food chain. In conclusion, nanoplastics present factors that affect the quality of the environment, resources, and put human health at risk.

Keywords: nanoplastics, adsorption, identification and quantification, environmental transport

I. Introducción

En la actualidad existe a nivel mundial una elevada producción de plástico, pero solo cerca del 6% producido llega a ser reciclado con lo que este material residual es ingresado al ambiente y transportado hacia sus diferentes componentes (Gigault, et al., 2018). Si bien la producción global de plástico en el año 2018 bordeó casi 359×10^6 Ton (PlasticsEurope, 2018), la composición de plásticos informados señalan más del 30% conformado por polipropileno (PP) y polietileno (PE), de lo cual entre el 70 y el 80% son transportados ambientalmente desde tierra hacia el medio marino (Alimi et al., 2018) y de esto el 90% se moviliza hacia los hábitats bentónicos.

El problema de la presencia del plástico en los componentes ambientales es su elevada estabilidad, gran persistencia y especialmente su fragmentación, existe una gran preocupación por los microplásticos que se liberan al ambiente con una fragmentación muy pequeña, inferior a 1 mm (ter Halle et al., 2016). Aunque los microplásticos están definidos ampliamente, el término de nanoplásticos aún no está bien definido, la distribución se basa en primer lugar en el tamaño de la partícula y en segundo lugar en sus propiedades. Unos investigadores señala que un límite máximo de 1000 nm y otros 100 nm (da Costa et al., 2016; ter Halle et al., 2017), y que además poseen cualidades que dependen de las propiedades y materiales de fabricación (Crawford y Quinn, 2017)

Según Gigault, et al., 2018 este término se relaciona con los nanomateriales pero señala que es inapropiado por sus diferencias en las propiedades que poseen los nanomateriales y las partículas fragmentadas de plástico.

Estos residuos se movilizan con una dinámica ambiental desde los ecosistemas terrestres (de Souza et al., 2018; da Costa et al., 2019), las aguas continentales y marinas (Seeley et al., 2020) y las atmósfera (Zhang et al., 2020). Esto se debe a su fácil transporte ambiental, su dinámica a través de escorrentías de las aguas superficiales, o por el viento y deposición atmosférica y finalmente bajo las corrientes del océano (Scheurer y Bigalke, 2018).

Ciertos insumos químicos orgánicos y sintéticos emergentes son usados para alterar las propiedades de los plásticos lo que los hace más dañinos para los recursos naturales, plantas, animales en toda la cadena trófica incluyendo el hombre (Luo et al., 2019; Ma et al., 2020). En general los **aditivos químicos** son adsorbidos en los plásticos y otros incluyendo en su nuevo tamaño y pueden generar respuestas ecotoxicológicas en la biota y el hombre (Ateia et al., 2020).



Figura 1. Clasificación de MP, fuentes de MP, conversión de MP en NP y destino y transporte de MP en el medio ambiente (Rai et al., 2020)

Otro autores (Sendra et al. 2020) señalan que los NP se distribuyen con mayor frecuencia en los cuerpos acuáticos y gracias a los procesos de intemperización se fragmentan, también por la foto degradación y la abrasión física. Además indica que la clasificación de los residuos plásticos se efectuó en base a criterios de su origen primario y secundario, tamaño como “macro plásticos” (partículas > 1 cm), meso plásticos (partículas: 1–10 mm), micro plásticos (partículas: 1–1000 µm; MP) y nano plásticos (partículas: 1–1000 nm) (Hartmann et al., 2019).

De otro, los métodos y tecnologías analíticas en los tiempos actuales parecen tener limitaciones para una adecuada identificación y cuantificación de estos NP ($<1\ \mu\text{m}$), las mediciones no necesariamente se pueden considerar confiables ya que además se entiende que partículas tan pequeñas pueden estar adherida a materiales orgánicos del medio, En los sistemas ambientales, los coloides suelen ser heteroagregados que incluyen arcillas y materiales orgánicos. Además de ser alteradas por procesos físico-químico, meteorización y foto degradación (Rai et al 2020). Muchos autores señalan que estos materiales se transportan hacia los organismos vivos mediante la cadena trófica, agua embotellada, por ello su análisis en laboratorio debe ser lo más preciso y aunque existen diversos métodos disponibles se cuenta la espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier, la espectroscopia Raman y métodos termoanalíticos de identificación (Rai et al 2020). La elevada generación d residuos de plástico en tamaños tan diminutos representa una amenaza no solo ambiental sino también de un grave riesgo para la salud humana (Luo et al., 2019) debido a sus efectos potenciales (Bergami et al., 2017; Chen et al., 2017) y desde la ingestión en la biota (Rist et al., 2017). Una vez que estos residuos ingresan al ambiente se fragmentan progresivamente por medios mecánicos naturales con mayor intensidad en los océanos, en los sistemas acuáticos (Kögel et al., 2020) hasta alcanzar estos tamaños de partículas (Enfrin et al., 2020).

La pruebas toxicológicas comprenden el uso de distintos bioindicadores, especialmente de agua dulce, como protozoarios, peces, también se ha efectuado pruebas con plantas y mamíferos, con la finalidad de aproximar el efecto de estos a nivel molecular, la búsqueda de respuesta así como determinar su distribución, geno-toxicidad, acumulación, y como estas partículas condicionan la supervivencia (Sendra et al. 2020) de las distintas especies de prueba.

Ante la necesidad de organizar la información actualizada y evaluar el avance de las investigaciones relacionadas con la toxicidad de los nanoplasticos usando distintos o bioindicadores, su distribución ambiental, y las técnicas que se vienen usando para su detección y cuantificación, se ha efectuado una revisión bibliográfica de los últimos años de producción científica. Los resultados de esta investigación se justifican en la necesidad de orientar futuras investigaciones sobre las rutas y riesgos ante la exposición de los NP y contribuir a erradicar el uso del

plástico en los lectores de este documento y preservar el ambiente y la salud humana.

En ese contexto se planteó como problema general ¿Cuáles son los factores relevantes de la contaminación ambiental por nanoplásticos?, asimismo tiene como problemas específicos ¿Qué métodos son aplicados para identificar y cuantificar los NP en el ambiente?, ¿Qué efectos tienen los nanoplásticos sobre la biota?, ¿Cómo ocurre el transporte ambiental de los nanos plásticos?, ¿Qué agentes contaminantes se adsorben en las nanoplásticos durante su transporte ambiental?.

Cada interrogante se encuentra asociada con el siguiente objetivo general: Evaluar los factores relevantes de la contaminación ambiental por nanoplásticos, además se ha tenido en cuenta los siguiente objetivos específicos: i) Analizar los métodos aplicados para identificar y cuantificar los NP en el ambiente, ii) Analizar los efectos de los nanoplasticos sobre la biota, iii) Analizar el transporte ambiental de los nanos plásticos y iv) Analizar la adsorción de agentes contaminantes en las NP durante su transporte ambiental.

II. MARCO TEÓRICO

Definición de Nano plásticos. Los plásticos que ingresan al medio ambiente se fragmentan continuamente mediante procesos mecánicos, particularmente en los océanos, hasta que se convierten en partículas de tamaño micro y nano (Enfrin et al., 2020). Los microplásticos (MP) se definen como partículas <5 mm de longitud mientras que los nanoplásticos (NP) tienen <100 nm en al menos una dimensión (da Costa et al., 2019). Las NP también se pueden definir como partículas que varían de 1 a 1000 nm de tamaño que se producen y liberan a partir de la degradación de plásticos industriales (Gigault et al., 2018). Estas partículas pueden presentar un comportamiento coloidal.

Adsorción de agentes contaminantes. Debido a su distribución ubicua y su pequeño tamaño, los micro / nanoplásticos (<5 mm de diámetro) son fácilmente ingeridos por organismos acuáticos (Wang et al., 2020a), son acumulados en los organismos (lu et al., 2016) y pueden afectar negativamente la salud de esos organismos. No se puede ignorar la existencia y el impacto de los nanoplásticos en los sistemas naturales (Hernandez et al., 2017). Dado que las partículas de plástico son polimerizadas por varios monómeros y aditivos (Alimi et al., 2018), tienen una variedad de polaridades y grupos funcionales (Wang et al., 2018a), y pueden actuar como portadores que permiten la adsorción de varios tipos de contaminantes (Yonkos et al., 2014). Estudios anteriores han confirmado que los microplásticos pueden adsorber metales pesados (Brennecke et al., 2016), contaminantes orgánicos persistentes (COP) (Bakir et al., 2014) o sustancias químicas orgánicas hidrofóbicas (HOC) (Lee et al., 2014) químicos orgánicos altamente hidrófobos como los bifenilos policlorados (Velzeboer et al., 2014), los éteres de difenilo polibromados (Chua et al., 2014) y los tensioactivos perfluorados (Wang et al., 2015). Los antibióticos, que constituyen un grupo importante de productos farmacéuticos, se utilizan ampliamente en la medicina humana y veterinaria para el tratamiento de infecciones microbianas (Xu et al., 2018a). El uso extensivo de antibióticos inevitablemente ha tenido como resultado su descarga en

el sistema acuático y la detección frecuente de antibióticos en el agua ha atraído preocupaciones de investigación en los últimos años (Wang et al., 2016).

También presentan comportamientos de adsorción de orgánicos tóxicos como el fenantreno en las partículas de microplásticos (Wang et al. 2018 b)

Estudios anteriores han investigado la adsorción de antibióticos representativos, por ejemplo, sulfametoxazol y tetraciclina por microplásticos y han evaluado cómo el pH, la salinidad y la materia orgánica disuelta influyen en el proceso de adsorción (Xu et al., 2018b) de residuos de fármacos como sulfametoxazol (Guo et al., 2019) mientras que los estudios anteriores se limitaron a los plásticos de tamaño micro (Guo et al., 2018).

Adsorción. Para comprender los riesgos potenciales de los antibióticos adsorbidos por nanoplasticos en el medio acuático, es fundamental comprender los mecanismos de adsorción de antibióticos por nanoplasticos.

Los nanoplasticos son extremadamente pequeños (los nanoplasticos son extremadamente pequeños ($<1\ \mu\text{m}$), y la gran superficie específica ha demostrado ser sorbentes eficaces para contaminantes como los contaminantes orgánicos (Besseling et al., 2014). Los plásticos en el medio acuático pueden degradarse a microplásticos con diferentes cargas por procesos de meteorización (por ejemplo, hidrólisis, UV, biodegradación) y favorecer la adsorción de contaminantes iónicos (Li et al., 2018a). Estudios recientes han sugirió que los nanoplasticos pueden actuar como un vector por el cual ciertos químicos son transportados hacia los organismos marinos (Chen et al., 2017) siendo ingeridos por estos (Cole y Galloway, 2015) llegando hasta la Antártida (Dawson et al., 2018). Después de que los químicos son transportados a un organismo por nanopartículas, pueden ser liberados por desorción y pueden tener efectos tóxicos en el organismo (Neves et al., 2015). Se ha observado una correlación positiva entre la cantidad de microplásticos en el tejido de los gusanos de oreja (*Arenicola marina*) y sus PCB con centrado.

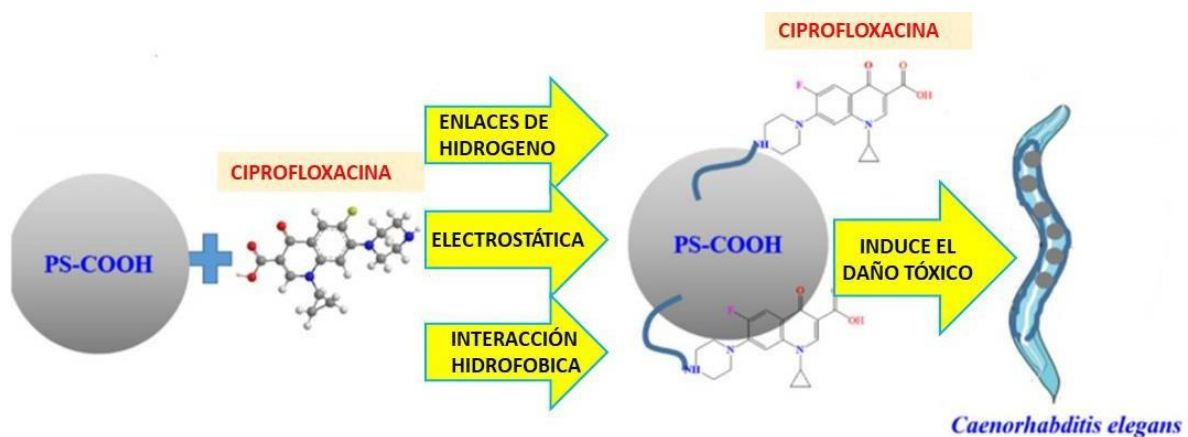


Figura 2. Proceso de Adsorción de contaminantes emergentes fármacos en plástico de poliestireno NP. Yilimulati, et al., (2020).

Kim y col. han evaluado la toxicidad de las nanopartículas de poliestireno (PS) con Ni en *Daphnia magna*, y han confirmado la mayor toxicidad de las nanopartículas de PS funcionalizadas (es decir, PS-COOH) en comparación con las nanopartículas de PS convencionales en ausencia de grupos funcionales (Kim et al., 2017). Sin embargo, la toxicidad de los nanoplásticos funcionalizados después de absorber antibióticos sigue siendo en gran parte desconocida. Actualmente, solo se dispone de poca información sobre la concentración y los tipos de microplásticos en diferentes entornos. Sin embargo, según los datos reportados, en algunos casos desde los sumideros hasta las fuentes (Rochman, 2018), los PS representan el segundo microplástico más dominante en agua dulce, sedimentos, suelo, ecosistemas costeros (Fuller y Gautam, 2016; Weithmann et al., 2018) como en suelos (Scheurer y Bigalke, 2018). Estudios recientes en China también sugirieron que los poliestirenos esferoidales eran tipos de polímeros dominantes en los lodos de aguas residuales (Li et al., 2018b). La ciprofloxacina (CIP) es uno de los antibióticos más utilizados y se detecta con frecuencia en el medio acuático a niveles de hasta $\mu\text{g/L}$ (Guerra et al., 2014). En el ecosistema acuático, incluso a bajas concentraciones, el CIP puede conducir a la propagación de bacterias y genes resistentes a los antibióticos (Afzal et al., 2018).

Métodos analíticos para estudiar la agregación de microplásticos en el medio acuático. Las propiedades fisicoquímicas de los PM, incluido el color, la forma, la densidad ($0,9\text{-}2,3\text{ g cm}^{-3}$) y los componentes químicos, varían significativamente en el medio ambiente, lo que aumenta la dificultad de detectar y cuantitativamente estimar el estado de agregación de los MP en un entorno hídrico real (Stock et al., 2019). Generalmente, los procedimientos analíticos para la agregación de MP en ambientes acuáticos incluyen la recolección de muestras para cubrir el rango de tamaño completo de MP, su visualización y cuantificación. Un análisis convincente de agregación de MP requiere métodos estandarizados, que pueden ser útil para comprender la agregación de PM en entornos acuáticos y maximizar la comparabilidad de las investigaciones. En esta sección se han comparado y resumido varias metodologías sistemáticas para este propósito (Wang et al. 2020 a).

Métodos de muestreo de microplásticos. El muestreo de MP en el medio acuático es el primer paso para investigar la agregación de MP (Pico y Barcelo, 2019). Hasta donde sabemos, la mayoría de los estudios sobre la recolección de muestras de agua se enfocaron en cuantificar el contenido de PM en aguas naturales (Cutroneo et al., 2020). Algunos métodos de muestreo y separación también fueron adecuados para investigar el estado de agregación de MP en aguas naturales. Los métodos de muestreo de MP en agua se pueden dividir en métodos selectivos de muestreo (Zobkov y Esiukova, 2018) a granel y de volumen reducido (Wang y Wang, 2018a). El muestreo selectivo se refiere a la recolección directa de partículas plásticas, y son reconocibles a simple vista (partículas entre 1 y 5 mm) (Silva et al., 2018). Esta técnica es simple pero falla en algunos MP cuando se mezclan con otros escombros, o cuando no tienen formas características, o son de tamaño ultra pequeño (Wang y Wang, 2018a). El muestreo masivo se refiere a recolectar todo el volumen de muestras de agua que contienen todo el rango de tamaño de MP (Silva et al., 2018). El muestreo a granel captura una cantidad relativamente pequeña de una muestra que probablemente tenga una baja concentración de MP para su posterior procesamiento y detección (Zobkov y Esiukova, 2018). El muestreo de volumen reducido se refiere a la condensación del volumen de la muestra, conservando solo la porción de interés para su posterior procesamiento (Silva et al., 2018). Por tanto, la condensación de MP mejora su

concentración de masa para la evaluación de la estabilidad por instrumentos (Zobkov y Esiukova, 2018). Los métodos de muestreo selectivo y a granel se utilizan generalmente para recolectar muestras de sedimentos o muestras de agua, y el método de volumen reducido parece ser el enfoque aplicado con más frecuencia para tomar muestras de agua (Wang y Wang, 2018a).

Fraccionamiento de flujo de campo (FFF). Más allá de las fracciones anteriores con tamaños de partículas grandes, existen fragmentos de plástico más pequeños que son $<1\ \mu\text{m}$ (Pico y Barcelo, 2019). Las técnicas cromatográficas que incluyen la separación pasiva y activa se aplican típicamente para recolectar los plásticos de tamaño micro o nano (Fu et al., 2020).

La sedimentación FFF es una alternativa a la separación por densidad de MP por electrolitos (Huppertsberg y Knepper, 2018). Este método más comúnmente aplicado en la separación y análisis de MP con dos modos: modo normal donde las partículas más grandes tienen una retención más prolongada, mientras que esto se invierte para partículas más grandes en el modo estérico (Gigault et al., 2017; Mintenig et al., 2018) sumado a las técnicas instrumentales que mejoran los análisis (Huppertsberg y Knepper, 2018). La técnica Flow FFF no requiere una fase estacionaria, lo que reduce las variaciones o errores provocados por la interacción con la fase estacionaria. Sin embargo, existe una baja recuperación de MP para la técnica de flujo FFF y es indispensable un instrumento avanzado (Mintenig et al., 2018). El fraccionamiento asimétrico de flujo campo-flujo (AF4) que pertenece al flujo FFF se usa principalmente para caracterizar polímeros. Se aplicó AF4 para caracterizar la distribución de tallas de las NP de PS y separarlas en peces (Correia y Loeschner, 2018;) lo cual permite explicar la naturaleza de estos contaminantes (Gigault et al., 2017). AF4 fue superior cuando los tejidos tenían propiedades de auto fluorescencia que podrían interferir con los resultados de la microscopía de fluorescencia y la citometría de flujo (FCM) (Correia y Loeschner, 2018). Sin embargo, AF4 no puede detectar NP de polietileno (PE) en peces debido a la interferencia del fondo que dispersa la luz, lo que indica que AF4 requiere un ajuste adicional para analizar diferentes tipos de NP (Correia y Loeschner, 2018). El AF4 acoplado a la cromatografía de gases de pirólisis-espectrometría de masas puede determinar los tamaños de partículas y los tipos de polímeros de MP, lo que contribuyó al desarrollo de un marco para estandarizar el método de medición de

tamaños de MP (Minténig et al., 2018). Además, el fraccionamiento de flujo de campo de flujo de fibra hueca junto con un detector UV-vis puede caracterizar la distribución del tamaño de partícula de los NP de poli (acetato de vinilo) en suspensiones acuosas (Xiao et al., 2018).

Cromatografía hidrodinámica (HDC). La cromatografía hidrodinámica (HDC) es una técnica de separación pasiva que se puede aplicar para la separación de MP de muestras de agua para tamaños de partículas en el rango de 10 nm a 1 µm. El principio de separación HDC se basa en la exclusión dependiente del tamaño de la pared en un canal donde se aplica un flujo impulsado por presión. La separación de componentes de las mezclas de muestras se logra mediante gradientes de velocidad de flujo parabólico que se desarrollan dentro de la columna entre un lecho empacado lleno de granos de medios. El movimiento de partículas de tamaño nanométrico bajo el movimiento browniano puede verse afectado por los granos de los medios (Fu et al., 2020). Las partículas pequeñas reciben un efecto hidrodinámico creciente e interacciones de van der Waals con los granos del medio y migran más cerca de la pared del canal, que está sujeta a una velocidad de flujo más baja (Cejás et al., 2018). Por lo tanto, las partículas pequeñas eluyen más lentamente que las partículas grandes (Shendruk y Slater, 2014). El HDC se ha empleado para separar MP y NP de sedimentos, agua de mar y alimentos (Bouwmeester et al., 2015). También se ha utilizado HDC junto con otros detectores para la separación (Pirok et al., 2017), la cromatografía de gases acoplada a espectrofotometría de plasma (Philippe et al., 2014). Se empleó HDC acoplado con detector UV-vis o ICP-MS para separar PS NP y varias nanopartículas metálicas en suspensiones acuosas (Philippe et al., 2014). Se utilizó HDC combinada con cromatografía de exclusión por tamaño para obtener información sobre la distribución bidimensional del tamaño de partícula de las suspensiones mixtas entre NP de PS y NP de poliacrilato (Pirok et al., 2017).

Métodos de visualización de microplásticos. Después de muestrear MP, se aplican varios métodos de clasificación visual para proporcionar la información de estabilidad de MP como partículas individuales, homoagregados o heteroagregados con otros materiales, como sedimentos en suspensión, algas y bacterias (Sendra et al., 2020) especialmente para separarlos y analizar los NP en

muestras complejas (Nguyen et al., 2020) y así mismo evaluar su toxicidad (Sun et al., 2018). Con frecuencia, esto se realiza mediante observación directa a simple vista o con la ayuda de un microscopio (Silva et al., 2018). Por ejemplo, la homoagregación de PE MP con diámetros de 1-5 mm se observó a simple vista y se registró con una cámara digital (Li et al., 2019). Para obtener información más detallada sobre la agregación de MP en una muestra de agua, se utilizan microscopía óptica, microscopía electrónica y microscopía de sonda de barrido. Estos microscopios basados en diferentes modos de operación ofrecen acceso directo a la geometría y las características de la superficie de las muestras de MP (Schwaferts et al., 2019).

Microscopia. Los microscopios ópticos se aplican generalmente para proporcionar la textura de la superficie, la información estructural y el número de partículas con un tamaño micrométrico (Silva et al., 2018). Los heteroagregados entre sedimentos en suspensión y PE MP con diámetros de casi 2 mm se observaron directamente con microscopios ópticos (Li et al., 2019). Técnicas como la espectroscopia de fluorescencia pueden analizar partículas marcadas con fluorescencia o materiales que emitan suficiente señal de fluorescencia, lo que podría facilitar la investigación de la homoagregación de MP o su heteroagregación con otras partículas en aguas naturales (Cunha et al., 2019). Por ejemplo, se aplicó espectroscopia de fluorescencia para comparar la homoagregación de NP de PS fluorescentes y su heteroagregación con sedimentos en suspensión en diferentes condiciones químicas del agua (Li et al., 2019). En una solución de NaCl 500 mM, se encontró que las NP de PS fluorescentes con un diámetro de 100 nm se unían a la superficie del sedimento suspendido con tamaños mayores que las partículas de plástico (100~500 μm) en presencia o ausencia de ácido húmico (HA). Por el contrario, no se observó homoagregación o heteroagregación de PSNP con sedimento suspendido en soluciones de 10 mg/L HA. Esto se debió principalmente a que el HA podría adsorberse en PS NP y superficies de sedimentos, impartiendo repulsión electrostática y fuerzas de impedimento y, por lo tanto, aumentó la estabilidad de las PS NP (Tallec et al., 2019). Se tiñeron PS y poli (metacrilato de metilo) (PMMA) MP con Nile Red y se aplicaron para caracterizar su heteroagregación con microalgas mediante microscopía de fluorescencia (Cunha et al., 2019). Dos

microalgas de agua dulce (*Scenedesmus* sp. Y *Microcystis panniformis*) y dos microalgas marinas (*Gloeocapsa* sp. y *Tetraselmis* sp.) Excretaron sustancias exopoliméricas (EPS) y MP colonizados, así el grado de heteroagregación se relacionó con el tipo, tamaño y densidad de MP, así como con el rendimiento de EPS específico de la especie. Sin embargo, la espectroscopia de fluorescencia no es aplicable para MP ambientales porque el tinte o los fluoróforos no son específicos del plástico (Schwaferts et al., 2019). Se sugieren más estudios para centrarse en la interacción entre tintes y MP, lo que puede facilitar la aplicación de tintes y combinaciones de tintes específicos para plásticos y sensibles al plástico. Otro inconveniente de la clasificación visual es la limitación de tamaño, es decir, las partículas por debajo de un micrómetro son difíciles de discriminar visualmente de otros materiales. Los MP y NP más pequeños generalmente deben clasificarse mediante microscopía electrónica o microscopía de sonda de barrido (Hale, 2017).

Microscopio de electrones. Mediante haces de electrones, la resolución de la microscopía electrónica es mucho más alta que la microscopía óptica, abarcando el rango de 1 nm a milímetros (Schwaferts et al., 2019). La microscopía electrónica de barrido (SEM) y la microscopía electrónica de transmisión (TEM) a menudo se aplican para proporcionar imágenes de alta resolución, caracterizar el tamaño preciso y facilitar la diferenciación de homoagregados y heteroagregados de MP con Fe_2O_3 , alginato, partículas de sedimento y otras partículas sólidas (Liu et al., 2019a) y de distintos tipos de colides que incluyen inorgánicos y orgánicos de material natural (Oriekhova y Stoll, 2018).

La interacción entre MP y microalgas fue analizada principalmente por SEM y TEM. Por ejemplo, las microalgas (*Chlamydomonas reinhardtii*) colonizadas MP (polipropileno (PP) y polietileno de alta densidad), y los heteroagregados constituidos por microalgas, MP y Los EPS fueron observados por SEM (Lagarde et al., 2016). La formación de heteroagregación entre nanopartículas de TiO_2 y PS MP en agua fue confirmada por SEM, que disminuyó la toxicidad de las nanopartículas de TiO_2 para las algas marinas *Chlorella* sp. (Thiagarajan et al., 2019). Se aplicó TEM para caracterizar la distribución del tamaño de partícula y los tamaños medios de MP de cloruro de polivinilo (PVC) (Zhang et al., 2017). Las imágenes TEM mostraron que las perlas de PS adheridas a la superficie de la

bacteria marina *Halomonas alkaliphila* provocaron daño y muerte de la membrana celular (Sun et al., 2018). Aunque la mayoría de los MP con un amplio rango de tamaño podrían observarse mediante TEM o SEM, estos dos métodos requieren la preparación de muestras secas, lo que puede inducir la deposición e interferir con el estado de agregación de los MP (Schwaferts et al., 2019). Estos dos métodos también necesitan un tiempo de análisis prolongado y tamaños o números de muestra limitados para estudiar, lo que hace que los resultados sean aleatorios y, por lo tanto, poco fiables (Fu et al., 2020). TEM y SEM se pueden combinar con otros instrumentos para proporcionar detalles sobre el estado de agregación de MP. La espectroscopia de dispersión de energía (EDS) proporciona la información elemental de las muestras mediante la detección de los rayos X característicos emitidos por los elementos dentro de la muestra mediante el haz de electrones (Schwaferts et al., 2019). El SEM-EDS pudo distinguir la homoagregación de MP y la heteroagregación entre MP y DOM o minerales inorgánicos en muestras de agua reales (Fu et al., 2020). Se utilizó SEM criogénico (Cryo-SEM) para observar directamente el estado de agregación de NP de PS en la mezcla de DOM y solución salina (Cai et al., 2018). Las imágenes Cryo-SEM suelen mostrar claramente la formación de agrupaciones de PS NPs-DOM a través del efecto de puente en la mezcla de DOM y FeCl_3 . El método Cryo-SEM mantuvo la morfología de las muestras en su entorno nativo mediante una congelación rápida, que es una herramienta prometedora para revelar la información precisa del estado de agregación (Kaberova et al., 2020). Sin embargo, Cryo-SEM puede enfrentar desafíos que incluyen un bajo contraste de imagen y una baja relación señal / ruido.

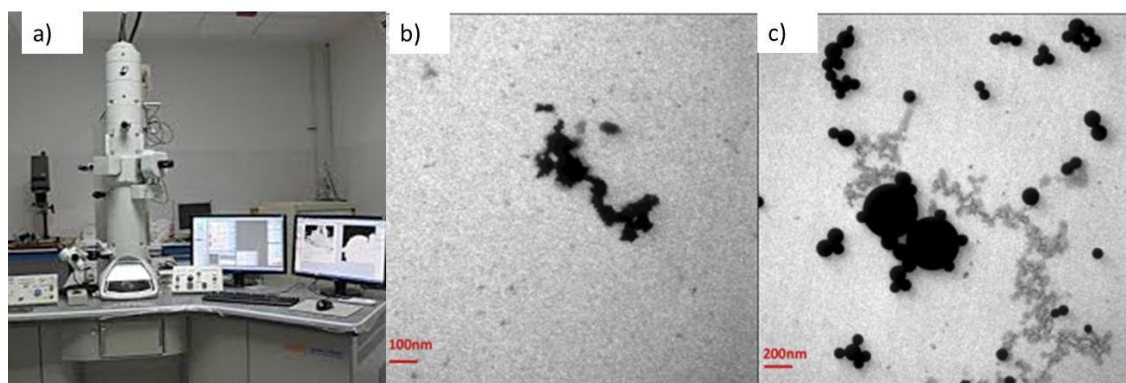


Figura 3. a) Microscopía electrónica de transmisión (<http://www.scai.uma.es/> , sf) de b) y c) nanoplasticos de polietileno. (Gigault, ET AL 2018)

Microscopía de sonda de barrido. Se ha demostrado que el AFM es útil en la evaluación de las propiedades superficiales in situ de partículas tanto a microescala como a nanoescala (Fu et al., 2020). Más importante aún, los estados dispersos originales se pueden preservar durante el proceso de análisis de AFM ya que las muestras se pueden colocar en ambientes de vacío, gaseosos o acuosos con condiciones deseables, reduciendo así los posibles artefactos experimentales en las muestras durante el proceso de preparación (Fu et al., 2020). El AFM proporciona un medio eficaz y no destructivo para la caracterización de nanopartículas y el análisis de propiedades de la superficie, como los perfiles de fuerza, que también podrían aplicarse para investigar la estabilidad de los MP (Fu y Zhang, 2018). Por ejemplo, las imágenes AFM indicaron que la morfología de la superficie de los plásticos particulados se vio alterada por la formación de heteroagregados de bacterias PP (Kumari et al., 2018). Los perfiles de fuerza encajaron bien con la teoría de DerjaguinLandau-Verwey-Overbeek (DLVO) a pesar de que también existían algunas fuerzas no DLVO (Trefalt et al., 2017). La mayoría de los investigadores suelen aplicar métodos de visualización para identificar la agregación de MP en aguas naturales. Sin embargo, el examen visual puede proporcionar información inexacta sobre la agregación de MP porque es difícil diferenciar las partículas plásticas de otras partículas orgánicas o inorgánicas con tamaños o formas similares (Hale, 2017). Se requieren técnicas adicionales como la espectroscopia Raman, la espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FTIR), la cromatografía líquida y la cromatografía de gases de pirólisis acoplada a la espectrometría de masas para identificar la composición química de los MP, además del uso de visualizat.

Transporte ambiental. La contaminación por MP ocurre en ecosistemas terrestres (de Souza et al., 2018), de agua dulce y marinos (Steffen et al., 2015), afectado a las comunidades bentónicas y los ciclos de nitrógeno (Seeley et al., 2020), e incluso en la atmósfera (Zhang et al., 2020) lo cual significa un riesgos a los ecosistemas (da Costa et al., 2019). Como los PM pueden ser transportados por la escorrentía de aguas superficiales, el viento, la deposición atmosférica y las corrientes oceánicas, están ampliamente distribuidos en todos los compartimentos ambientales (Scheurer y Bigalke, 2018). Como tales, los MP y los NP han

contribuido al daño ecológico tanto en ambientes acuáticos como terrestres (Oliveira et al., 2019).

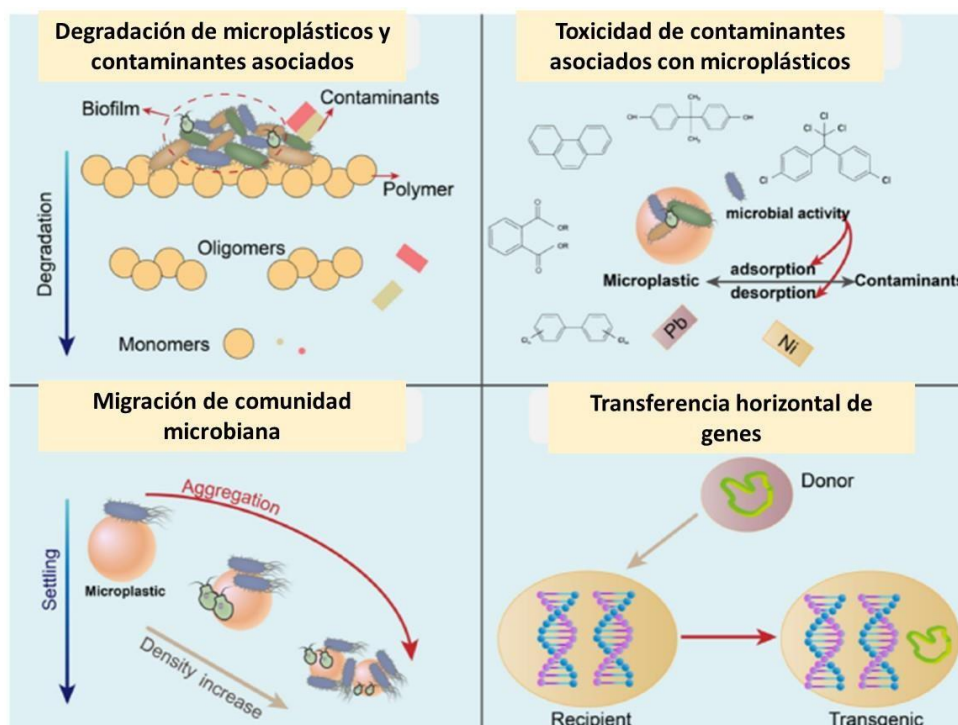


Figura 4. Transporte de NP y asociación con la carga bacteriana y transferencia horizontal de genes por la adsorción de biopelículas. Fuente: Wang et al. 2020a

Fuentes primarias de microplásticos en ambientes acuáticos. Los MP primarios son las partículas plásticas fabricadas con diámetros <5 mm que realizan una función específica dentro o mejoran los requisitos de un producto (Lei et al., 2017). Ejemplos de MP primarios incluyen los que se utilizan o se encuentran en productos para el cuidado personal, limpieza con chorro de aire, medicamentos y textiles.

De todos los MP primarios, las microperlas cosméticas han recibido la mayor atención (Guerranti et al., 2019). Desafortunadamente, los exfoliantes faciales se "enjuagan" y, en consecuencia, las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) se convirtieron en un fregadero para los parlamentarios (Murphy et al., 2016). La avalancha de investigaciones que condenan las microperlas ha provocado su lenta eliminación. Aunque los Países Bajos fue el primer país en declarar su intención de prohibir las microperlas cosméticas para 2016, fue dentro

de los Estados Unidos donde se aprobó la primera legislación nacional, la Ley de Aguas Libres de Microperlas de 2015 (Xanthos y Walker, 2017). También se ha informado que el chorro de aire es una fuente de MP primarios cuando se requiere un material menos abrasivo para la limpieza o el decapado (Auta et al., 2017). Por tanto, la industria médica también es fuente de partículas plásticas (Chamas et al., 2020). Algunos MP surgen de fibras textiles y de confección (Galafassi et al., 2019).

Fuentes secundarias de microplásticos en ambientes acuáticos.

Alternativamente, los MP secundarios se originan a partir de material plástico de gran tamaño. Las actividades humanas o los procesos de meteorización natural han provocado que los plásticos se descompongan en partículas de tamaño micro o nano (Chamas et al., 2020). El desgaste de los neumáticos es una fuente sigilosa de MP en el medio ambiente (Capolupo et al., 2020). La degradación fotooxidativa y termooxidativa, la degradación mecánica, la hidrólisis y la actividad microbiana son ejemplos de procesos naturales que mejoran la formación de MP secundarios (Auta et al., 2017). La luz ultravioleta (UV) provoca una degradación fotooxidativa (que puede conducir a una degradación termooxidativa) y es un factor importante en la formación de MP. Sin embargo, estos procesos dependen de la ubicación, ya que los PM en tierra tienen una mayor degradación que los que están en el agua (Anderson et al., 2016). Las diferencias en la degradación fotooxidativa se deben principalmente a la reducción de la temperatura y el contenido de oxígeno provocados por el agua circundante. Además, las condiciones del agua promueven la acumulación de biopelículas en la superficie del plástico (Nguyen et al., 2020). Aunque el biofilm puede reducir la degradación de los rayos UV al formar una barrera a la luz solar, ciertos microorganismos pueden contribuir a la biodegradación de los plásticos (Oberbeckmann et al., 2015). Algunos MP pueden descomponerse por hidrólisis, pero no se considera un mecanismo significativo en los océanos. Las condiciones marinas formarán MP secundarios a través de la acción de las olas (por ejemplo, oleaje), o sedimentos y abrasión del viento (Efimova et al., 2018). Las condiciones de tormenta amplifican aún más la degradación de los plásticos en el medio marino.

Materiales y contaminantes adsorbidos. Los productos químicos emergentes como los ftalatos, el bisfenol A (BPA) y los éteres difenílicos polibromados (PBDE)

se utilizan a menudo para alterar la calidad y las propiedades de los productos plásticos (Rai, 2020).

Sin embargo, el uso de estos productos químicos puede hacer que los productos plásticos resultantes sean más dañinos para la flora, la fauna y los seres humanos a medida que avanza la degradación de los plásticos después de su liberación al medio ambiente (Luo et al., 2019; Ma et al., 2020). Se ha comprobado algunas interacciones entre el Niquel y los nanoplasticos (Kim et al., 2017), de su liberación al ambiente y sorciones con residuos farmacológicos (Xu et al., 2018). Entre estos aditivos, los ftalatos y el BPA se han identificado no solo como disruptores endocrinos sino también como cancerígenos (Lee y Choi, 2012). Los aditivos químicos adsorbidos en MP y NP pueden exacerbar las respuestas ecotoxicológicas en la biota y los seres humanos (SAPEA, 2019; Ateia et al., 2020).

Pruebas de toxicidad. Dada la naturaleza global de la basura plástica, la caracterización precisa de los impactos de estos contaminantes ambientales es esencial para la evaluación de riesgos. La preocupación actual es que tanto MP como NP (MNP) son dañinos para la biota acuática. Sin embargo, aunque algunos estudios informan efectos adversos (Au et al., 2015), las observaciones sin efecto en pruebas de laboratorio con plantas y animales también son comunes (Watts et al., 2015; Long et al., 2017; Chae et al., 2018). Además, los mecanismos de efecto específicos de MNP en microorganismos, plantas y animales son en gran parte desconocidos. Debido a este conflicto de información, se necesitan más estudios sobre el destino ambiental y los efectos biológicos de estos contaminantes ambientales emergentes en varios organismos.

La exposición a partículas de polímeros antropogénicos es particularmente relevante para niveles tróficos más bajos dentro de las redes tróficas (Yokota et al., 2017), porque es el punto de entrada a la red trófica que afecta la carga de referencia de MNP en los consumidores, los impactos negativos sobre los productores primarios y los consumidores primarios pueden cambiar los recursos alimentarios y traducirse en efectos adversos sobre los consumidores superiores y las funciones de la red alimentaria, y las interacciones de MNP con bacterio y microplancton pueden tener implicaciones para el ciclo biogeoquímico en los

ecosistemas (Rogers et al. , 2020). Además, al igual que otras partículas en el agua, las MNP forman agregados con detritos y microorganismos, que facilitan la sedimentación y transferencia de estos contaminantes en la red alimentaria, pero también pueden afectar el crecimiento y la fisiología microbiana (Long et al., 2017; Mao et al., 2018) y flujos descendentes en el sistema (Rogers et al., 2020). Por lo tanto, la exposición de algas y otros microorganismos al MNP debe ser parte de la evaluación de riesgos de la basura plástica.

III. METODOLOGIA

3.1 Tipo y diseño de investigación

La investigación es de tipo revisión bibliográfica exploratoria, debido a que busca establecer los avances la distribución de nano plásticos en el planeta y analizar sobre las investigaciones que tratando de resolver su peligrosidad ambiental ya para la salud humana. Se tratara de dar explicación a un hecho no muy desarrollado en la investigación aún en nuestros días (Fernández, Hernández y Baptista. 2014, p. 470).

3.2. Categorías, Subcategorías y matriz de categorización apriorística

En la tabla 1 se detalla la matriz de categorización apriorística donde señala los objetivos específicos, problemas específicos, las categorías y sub categorías.

Tabla 1. Matriz de categorización apriorística

Objetivos específicos	Problemas específicos	Categorías	Subcategorías	Unidad de Análisis
Analizar los métodos aplicados para identificar y cuantificar los NP en el ambiente	¿Qué métodos son aplicados para identificar y cuantificar los NP en el ambiente?	Métodos de identificación y cuantificación de nano plásticos	Microscopía de sonda de barrido, Microscopio de electrones, Microscopia óptica, Métodos de visualización de micro plásticos, Cromatografía hidrodinámica	Wang et al. (2020a), Zhou et al 2021.
Analizar los efectos de los nanoplasticos sobre la biota	Analizar los efectos de los nanoplasticos sobre la biota	Pruebas de toxicidad	Bivalvos, protozoos, peces	Banerjee,et al 2021, Sendra et al. 2020, Lim et al 2021, Wang et al 2020b, Zhou et al 2021
Analizar el transporte ambiental de los nanos plásticos	Analizar el transporte ambiental de los nanos plásticos	Transporte ambiental	Material primario y secundario.	de Souza et al., (2018); da Costa et al., (2019); Seeley et al., 2020,
Analizar la adsorción de agentes contaminantes en las NP durante su transporte ambiental	Analizar la adsorción de agentes contaminantes en las NP durante su transporte ambiental	Adsorción De Agentes Contaminantes	.Contaminantes químicos, físicos y microbiológicos	Banerjee et al 2021, Fu et al., 2020, Cejas et al., 2018

3.3. Escenario de estudio

Este estudio comprende la revisión de literatura debido a ello no se tiene una localidad. La revisión consistió en la selección de artículos relacionados con nano partículas, metodologías para identificar y cuantificar su presencia en el ambiente, así como determinar la adsorción de los distintos contaminantes en su área superficial y su transporte en los distintos componentes ambientales. También se ha investigado en las pruebas de toxicidad sobre distintos bio indicadores para analizar el efecto a nivel molecular de los tejidos en seres vivos de distinto nivel de la cadena trófica.

3.4. Participantes

Para la búsqueda de la literatura científica se usó la base datos de la Universidad Cesar Vallejo - Scopus y de la base Google Académico. Se seleccionaron artículos experimentales y de revisión.

3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos

Se utilizó la técnica de los criterios definidos como análisis documental, para sistematizar la información seleccionada (Domínguez, 2016, p. 15). Esta información recopilada fue separada en función de las categorías y subcategorías definidas en la matriz de categorización apriorística. Se organizó de los diferentes contenidos existentes, (Cegarra, 2011, p. 102). De acuerdo a la revisión de cada artículo, los principales datos se resumieron y se elaboró una base de datos resumen en Excel clasificando cada hallazgo en una celda (Anexo 1), la cual incluye información de: título, autor (es), tipo de documento, indexación, objetivo, método, resultado y conclusiones y otros datos particulares de cada estudio.

3.6. Procedimientos

De manera preliminar se realizó un muestreo de artículos científicos relacionados con nanopartículas. Los términos más usados se plantearon en inglés; nanoplastics, methods, analysis, environmental transport, toxicity. Se contabilizaron 564 artículos, sin embargo luego de una filtración para años de publicación entre 2015 y 2020, se ajustó el número de artículo a 80.

3.7. Rigor científico

Se ha cumplido con el rigor científico según Varela y Vives (2016, p.194), tales como el criterio de dependencia, credibilidad, transferencia de conocimiento y confirmabilidad. Esto se debe a que cada artículo indexado, ha sido sujeto a una revisión por árbitros los cuales han validado su contenido al aprobar su publicación en la revista que pertenece a la base de datos de Scopus.

3.8. Método de análisis de información

La información se agrupó de acuerdo a las categorías y sub categorías, de la cual tenemos 40 referencias que están relacionados con toxicidad, métodos, bioindicadores, transporte ambiental. Una vez clasificada la información y categorizarla matriz, esta fue analizada estadísticamente, para analizar el avance en la investigación sobre nanoplasticos.

IV. RESULTADO Y DISCUSIÓN

Métodos aplicados para identificar y cuantificar los NP en el ambiente

La cualidad de un plástico se debe a sus propiedades y materiales de fabricación como la resistencia y durabilidad, las mismas que dificultan su degradabilidad en el componente acuático, ya que su estructura química compleja y la forma de su configuración entre sí determina las propiedades de cada uno, tales como la rigidez, tenacidad y temperatura de transición vítrea (Crawford y Quinn, 2017).

La figura 5 muestra algunas de los plásticos comercialmente usados.

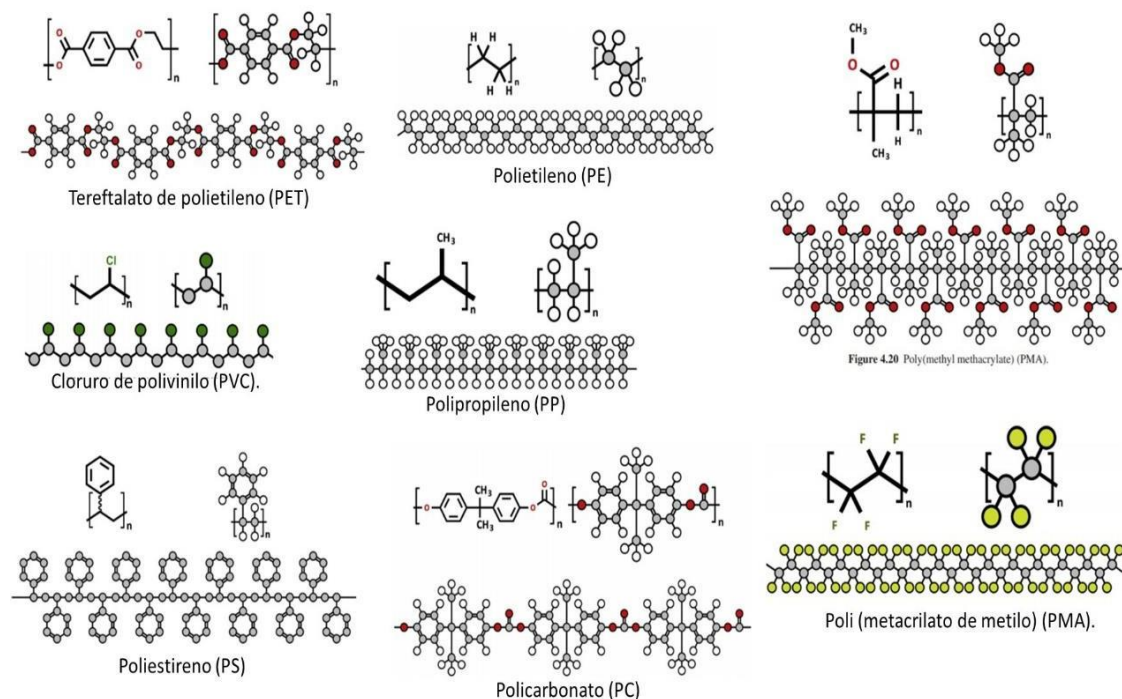


Figura 5. Composición y estructura química de plásticos comerciales. Estraido de (Crawford y Quinn, 2017).

ter Halley et al. (2016), señalan que la presencia de plásticos en el océano obedece también a proceso de fragmentación que generan su flotación, ya que los plásticos que ingresan al mar se transforman, fragmentan. Para conocer su proceso de fragmentación se suele caracterizar su composición y forma con propiedades fisicoquímicas y tecnología de microscopía, microtomografía y microscopía

infrarroja. Se han experimentado con 02 formas de micro plásticos, con piezas planas de los desechos desde tamaños de 2-5 mm de largo y suelen presentar una cara con mayor foto degradación por su exposición al sol y el reverso con biopelícula, esto indica que este material flota en una dirección preferida, los residuos más pequeños presentan caras cúbicas (< 2 mm) y es posible que rueden en el mar. Pero la fragmentación se debe a esfuerzos cortantes iniciados desde la foto degradación pero las formas cubicas parecen erosionarse en los bordes y paralelepípedos por el sol.

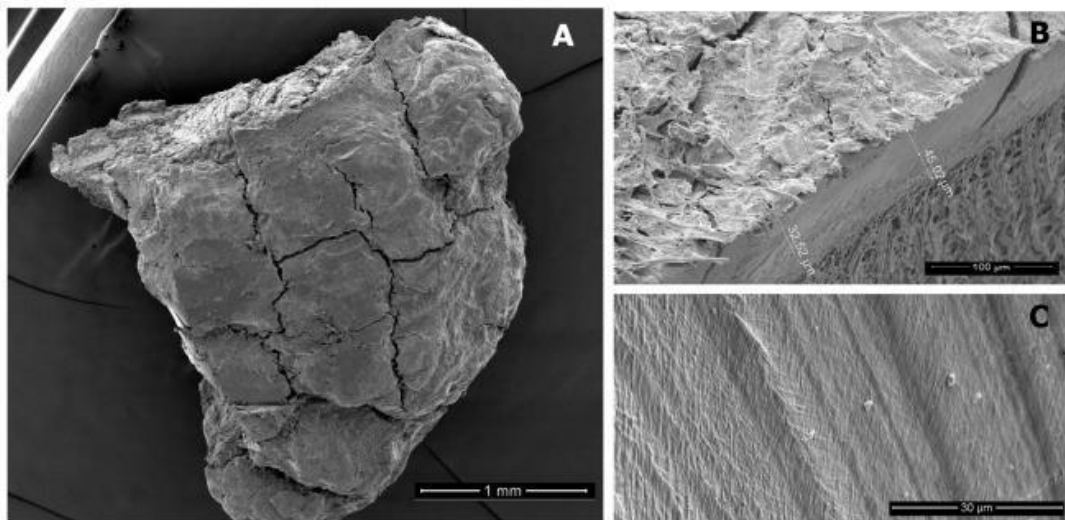


Figura 6. Corte en laboratorio para simulación de desechos de plástico. Microscopía SEM de plástico: fisuras en su cara de polietileno. Ter Halle et al 2016. La tabla 2 muestra información recolectada por da Costa et al (2018),

País	Localidad	Tipo de suelo	Metodología de muestreo	Metodo	Resultados
China	Lado de suburbio	Suelo agrícola	acero inoxidable	microscopio	> 78 MP/kg
			no reportado	microscopio	Media: 18760 MP/kg
China	-	Suelo agrícola	-	microscopio	> 320 MP/kg
Australia	Ciudad	Suelo municipal	no reportado	Microscopio-FTIR	500 - 6900 MP/kg
Reino Unido	Bahía de río	sedimentos	acero inoxidable	microscopio	> 660 MP/kg
Suiza	Línea de río	suelos	acero inoxidable	FTIR y espectroscopia Raman	> 593 MP/kg
México	Suburbios	suelo de jardín	no reportado	microscopio	2770 MO/kg

Tabla 2. Identificación y cuantificación de nano plásticos da Costa et 2018

Efectos de los nanoplasticos sobre la biota

El plástico es un contaminante muy extendido y debe evaluarse para detectar posibles efectos adversos de su producto de degradación, el microplástico (≤ 5 mm) junto con su subfracción, nanoplastico (1–100 nm) (Heinlaan, et al 2020). La evaluación de riesgos de los contaminantes no puede realizarse sin sus datos de toxicidad (dosis-respuesta). En ese contexto, los resultados indicaron investigaciones centradas en organismos marinos debido a la proliferación final de NP en el ámbito marino, los peces (31%), son ampliamente usados, seguido de los bivalvos (23%), y crustáceos (8%). En agua dulce se usan mucho los nematodos (8%), %, protozoo (7%) y de otro lado, se examinan a nivel terrestre las plantas (8%), artrópodos (8%) y mamíferos (7%).

Bergami et al. 2017, señala acerca de estudios de toxicológicos de las nanopartículas de poliestireno (PS) de 40 nm cargado aniónico carboxilado (PS-COOH) y de otro plástico PS-NH₂ de 50 nm catiónico modificado amino (PS-NH₂) en 02 especies de planctón, una microalga (*Dunaliella tertiolecta*) y un camarón de agua salada (*Artemia franciscana*) ambos presa-depredador. Mientras que PS-COOH forma agregados > 1 μ m no se afecta el crecimiento de las microalgas (50

$\mu\text{g/ml}$) y el de camarones ($10 \mu\text{g/ml}$). Estas se adsorbieron en las microalgas y ellos camarones se acumularon y luego se excretaron, entonces ocurre una transferencia en la cadena trófica desde una presa hacia un depredador. En cambio cuando el grupo funcional es N-H, entonces los agregados PS-NH₂ < 200 nm, se inhibe el crecimiento de algas ($\text{EC}_{50} = 12.97 \mu\text{g/ml}$) y una mortalidad en los camarones en 14 días ($\text{LC}_{50} = 0.83 \mu\text{g/ml}$).

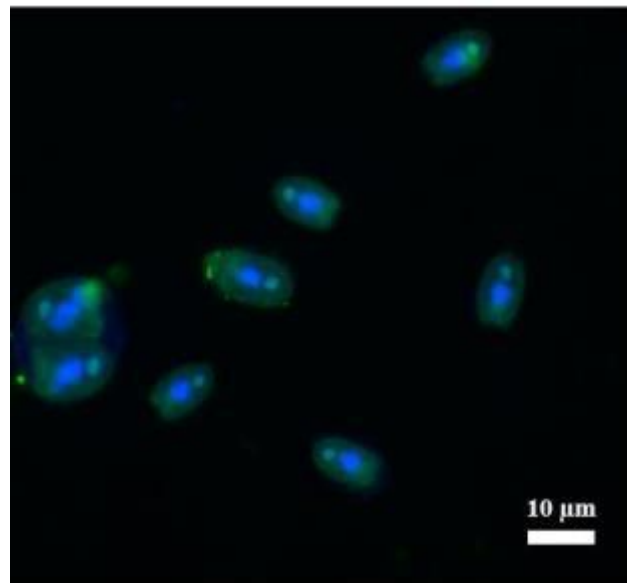


Figura 7. Distribución de PS-COOH amarillo-verde fluorescente en núcleos de microalgas azules. Fuente: Bergami et al. 2017

Lu et al (2016), detectó la absorción y acumulación de microplásticos (PS-MP) en tejidos del pez cebra, de tal forma que luego de 07 días de exposición, partículas = $5 \mu\text{m}$ se acumularon en tejidos branquias, hígado e intestino y partículas = $20 \mu\text{m}$ se acomodaron en branquias e intestino. En el hígado taños de $5 \mu\text{m}$ y 70 nm inflamaron y se acumularon en los componentes lípidos del hígado y se advirtieron estrés oxidativo. Luo et al 2019, señala que los efectos de envejecimiento acelerado de nanoplasticos pigmentados con cromato de plomo comerciales genera su lixiviación toxica, así el envejecimiento genera grietas con fragmentación superficial, con contenidos de grupo funcional de carbonilo que favorece la liberación del cromato de plomo, de tal forma que una concentración de lixiviado > $10 \mu\text{g/L}$ se llega a inhibir la fotosíntesis celular de *Microcystis aeruginosa* y a

concentraciones mayores se llega a inhibir el crecimiento de células de algas. Un mayor tiempo de envejecimiento liberara un mayor contenido de Cr y Pb, incrementando la toxicidad sobre las microalgas. Ma et al. (2019) de 14 días de expuesto el organismos el número de ARG como macrólido, lincosamida, estreptogramina B, de tetraciclina y de múltiples fármacos aumentaron con la exposición al PE a nanoescala y a la tetraciclina y aumentó el ARG de aminoglucósidos, beta-lactamasa en la especie pero la exposición perturbó la abundancia de las familias de otras especies microbiana como *Microbacteriaceae*, *Streptococcaceae*, *Enterobacteriaceae*, *Rhodocyclaceae* y *Sphinomnadaceae*. Murphy y Quinn (2018) la *Hydra attenuata* es un cnidario de agua dulce, fue expuesto a microplásticos <400 um en concentraciones de 0, 0.01, 0.02, 0.04, 0.08 g/mL. Se midió la cantidad de MP consumido a lo30 y 60 minutos llenó sus cavidades gástricas del plástico reduciendo su tasa de alimentación luego de 30 min entre 0.02-0.08 g/mL y luego de 60 min con concentraciones entre 0.04-0.08 g/mL de tal forma se cambió la morfología de *Hydra attenuata* sin cambios letales.



Fiigura 8. *H. attenuata* con microplástico ingerido (color azul y transparentes) en la cavidad gástrica. Fuerte: Murphy y Quinn (2018)

Transporte ambiental de los nanos plásticos

Las investigaciones sobre NP se han concentrado en Estados Unidos y Canadá en los que se recolectaron sedimentos del fondo de agua dulce y otros a orillas de lagos, las investigaciones reportaron micro plásticos que incluyeron NP en los sedimentos muchos autores coinciden en que el transporte de estos materiales

proviene de fuentes primarias desde los municipios con un 72% de las muestras en forma de películas y fibras provenientes de fuentes secundarias. También se ha realizado estudios en Asia, en lagos, así como en África y estudios en Europa, se han aislado plásticos en el tracto gastrointestinal de peces (Heinlaan, et al 2020).



Figura 9. Países donde se han desarrollado estudios en la presente década hasta el 2016 en sistemas acuáticos d (agua dulce y residuales). Fuente: Heinlaan, et al 2020).

De acuerdo a los resultados, el 26% de las investigaciones se desarrollan para agua marina debido a que puede afectar el crecimiento y desarrollo de los organismos marinos y constituir una amenazas para el hábitat marino (Xin et al., 2019b; Yu et al., 2019). Es sabido que los NP presenta material adsorbido tales como contaminantes orgánicos, fármacos (residuos) como contaminantes emergentes, pesticidas, contaminantes orgánicos recalcitrantes (Li et al., 2018; Wang et al., 2020c; Xin et al., 2019a).

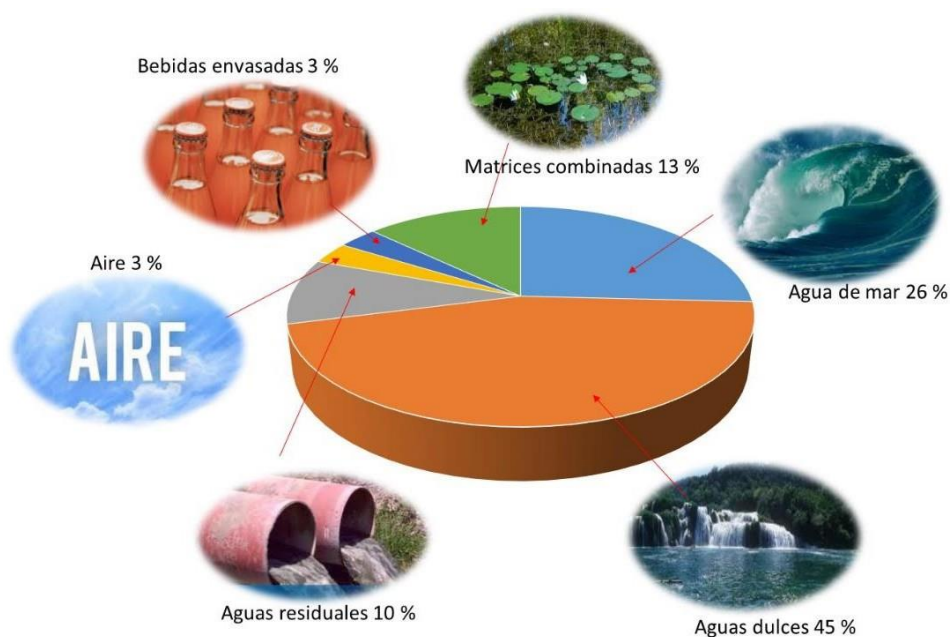


Figura 10. Fuentes de contaminación y transporte de nano plásticos a los compartimentos ambientales.

El 13% de las investigaciones de la componente suelo donde la biota requiere condiciones propias para su normal desarrollo importante el mantenimiento de la calidad del suelo mediante la mineralización, descomposición y redistribución de la materia orgánica del suelo (Maraldo et al., 2015).

Las investigaciones en matrices de agua dulce resultan las más comunes debido al servicio de provisión para el ser humano.

Las aguas para su potabilización y la presencia de NP representa una amenaza potencial, ya que se han identificado inclusive en fuentes de agua convencionales fue de $2,2 \times 10^3$ elementos m^{-3} con el tamaño de las partículas identificadas generalmente $> 50 \mu m$ (Li et al 2020).

También se observa una preocupación por investigar sobre la presencia de las NP en el aire (3%) , ya que el transporte atmosférico del NP se efectúa en ambientes remotos como prístinos, la suspensión, deposición y transporte del viento debe incluirse como una vía de transporte en el ciclo biogeoquímico de este nano material. Su degradación en la fase gaseosa libera compuestos orgánicos desde ácidos carboxílicos de cadena corta a compuestos aromáticos y alifáticos con diferentes grupos funcionales, con un impacto potencial no despreciable en la

composición y concentración de la reserva de carbono en el gas y el acuoso (Bianco, et al. 2020).

Además la presencia en ambientes acuáticos incluye las bebidas (3%), aguas residuales (10%) y aguas dulces (10%) los estudios se basa en el análisis de efluentes de aguas residuales de las instalaciones de tratamiento, se consideran cada etapa de tratamiento en la degradación, generación, transporte y eliminación, se han visto estudios que han determinado NP retenidos en los lodos de depuradora, arenilla y grasa, desnatado y sedimentación y plantas de tratamiento secundario (Blair, et al. 2019)

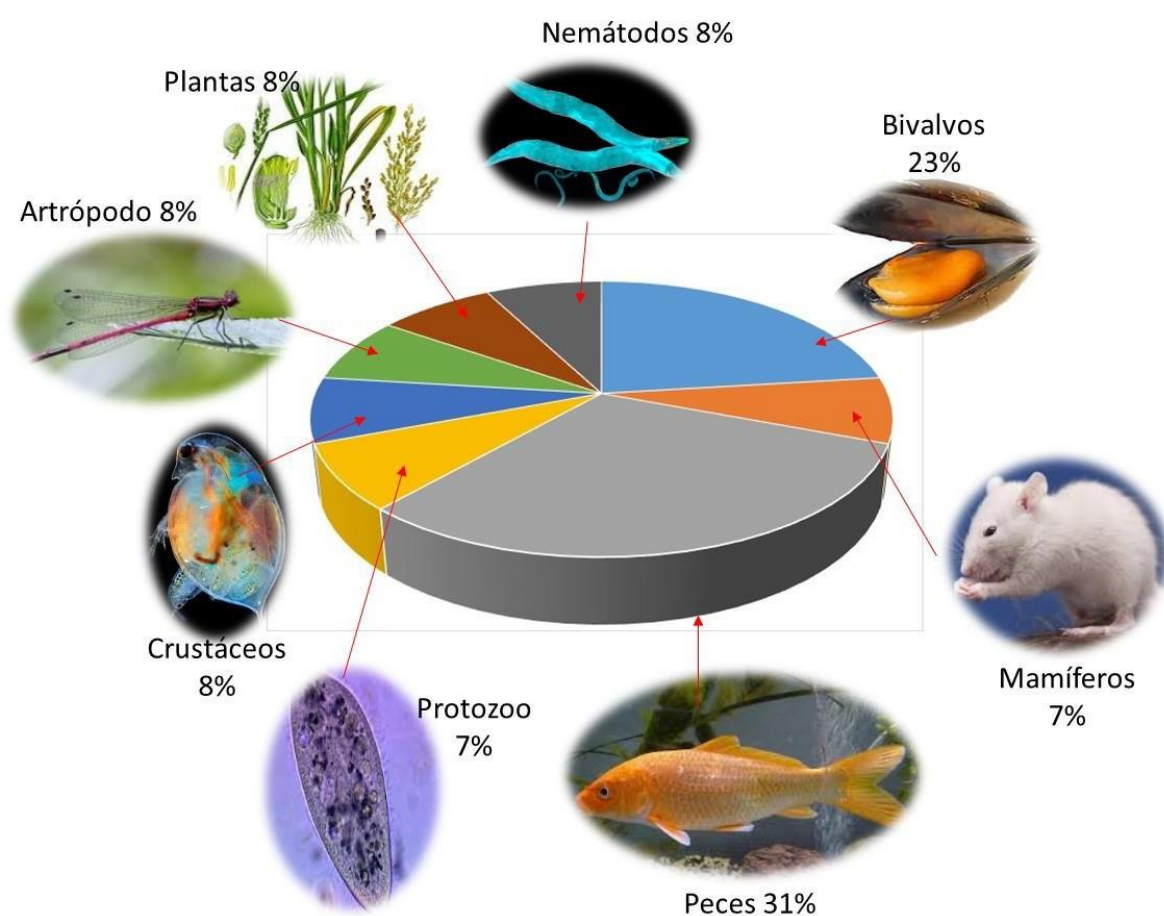


Figura 11. Bioindicadores usados en estudios eco toxicológicos de NP

Alimi et al 2018. Señala que los subproductos químicos, como los monómeros y los aditivos orgánicos entre ellos el bisfenol A, el triclosán, la bisfenona y otros componentes retardadores de llama así como ftalatos y otros órgano-estaños

muchos de los cuales se encuentran señalados como contaminantes orgánicos persistentes (COIPs) por el Convenio de Estocolmo son agregados en el procesamiento de los plásticos, por lo que cuando ingresan al medio acuático, este se contamina con estos componentes, además de los metales pesados. Allí presenta en formas biodisponibles para los organismos acuáticos, y se puede producir la desorción de DDT y fenantreno, también se pueden encontrar en tales partículas concentraciones elevadas de Zn^{2+} , Cu^{2+} , estos últimos se adsorben en materiales como el PVC envejecido en concentraciones mayores que partículas prístinas (nuevas). También la fotodegradación se encarga de oxidar a los plásticos y les agrega grupos carbonilo lo cual aumenta su polaridad esto provoca la disminución de su capacidad de sorción. Alami et al. 2018, indicó que los porcentajes que aparecen de cada fracción de plástico se movilizan hacia el compartimento siguientes y que el grosor de las flechas señalan una mayor facilidad para que el plástico se transfiera hacia ese componente.

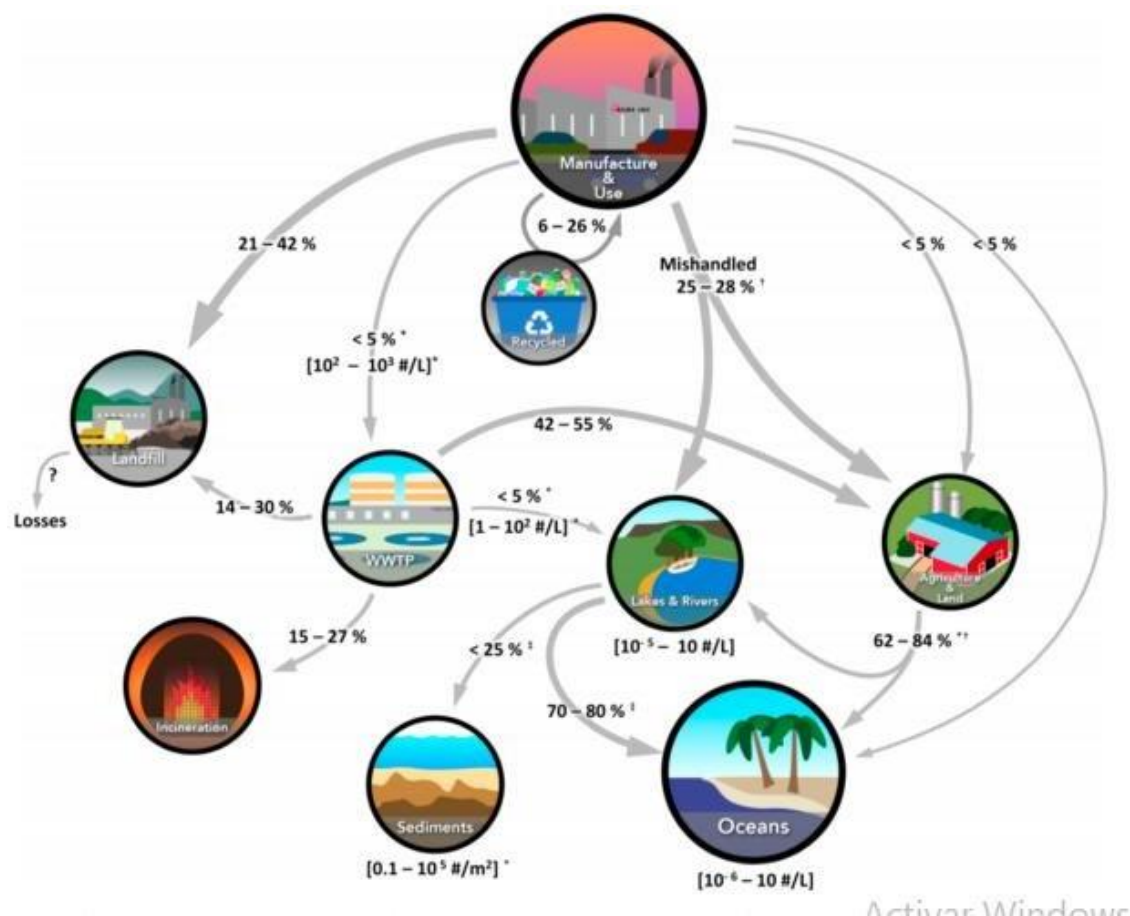


Figura 12. Transporte ambiental estimado para el plástico. Fuente: Alami et al. 2018

Da Costa et al (2016) investigó que el transporte ambiental de los plásticos desde las fuentes terrestres hacia el ambiente señala que el 80% de los residuos plásticos dan a parar en los océanos, la aplicación de modelos de circulación señalan que los 05 océanos subtropicales se convierten en regiones de acumulación, lo que evidencia la capacidad de estos residuos para transportarse grandes distancias, movilizados desde las corrientes del océano, con lo que gran parte de los residuos flota en la capa superior de las aguas marinas y en su capa mixta. Plásticos de baja densidad representan una fracción importante de material liberado en ríos, allí se produce una heteroagregación o sea una mezcla de sólidos suspendidos, del detritos y de algas, asentándose en los sedimentos del lecho de los ríos, como una ruta para su destino y transporte como nanopartículas en agua y sedimentos. Los polímeros entonces son susceptibles a la degradación por procesos bióticos o abióticos ya que se pierde sus propiedades mecánicas conferidas por sus estructuras con superficies disponibles mayores para producir una colonización de microorganismos que facilitan la interacción fisicoquímica. Se producen también una degradación térmica, química y mecánica que se desarrolla por el movimiento de las olas y desgaste de arena con otros sedimentos. En cambio los residuos flotantes se exponen a la radiación de luz solar UV que oxida y produce partículas mucho más pequeñas que se acumulan en el fondo marino. De otro lado aguas menos profundas, son los microorganismos autótrofos, heterótrofos y simbiotes los que se distribuyen en la superficie plástica y así se inicia la degradación del plástico, ya que los microorganismos secretan enzimas fuera de las células haciendo escisiones de la cadena polimérica mediante hidrólisis, disminuye el peso de la molécula haciéndolo accesible a la humedad y el oxígeno, mientras se pierde la estructura polimérica lo cual genera oligómeros y monómeros que son solubles en agua, como parte del proceso de mineralización. En el caso de los suelos estos pequeños tamaños de polietileno se bioasimilan por ejemplo en compostajes y su degradación en el suelo dependerá del tipo de suelo. Por ejemplo la policaprolactona se degrada en suelos arcillosos, y las especies del *Bacillus* degradan estos poliésteres alifáticos mientras otros como el *Rhodococcus* crecen en polietileno oxidado. Es importante destacar que la densidad de los polímeros determina su flotación suspensión o sedimentación, se hace biodisponible y supone que los planctívoros y filtradores se alimenten de plásticos de baja densidad

porque flotan en la columna de agua como el PE, en cambio plásticos de alta densidad, como el PVC se hunden y están disponibles para re suspenderse por los organismos bentónicos, también el zooplancton se alimenta de microplásticos y luego los peces se alimentan de ellos o peces se alimentan directamente de los nanoplasticos y así avanza hasta la cadena superior.

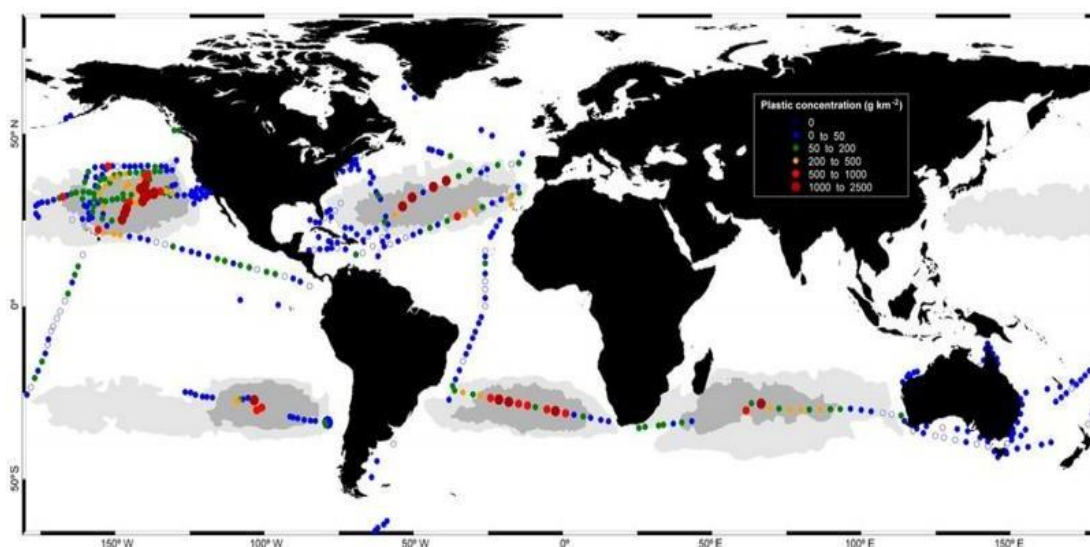


Figura 13. Círculos coloreados: 442 lugares oceánicos con concentraciones (masa). Áreas gris oscuro: zonas de acumulación (ZA). Área gris claro: ZA interior y exterior (insinúa posible destino de Nanoplásticos).

Adsorción de agentes contaminantes en las NP durante su transporte ambiental

Adsorción de contaminantes orgánicos
Análisis de material de plástico nanoparticulado real dio como resultado que estos adsorben PFOS y PFOA N, acetamidofenol y atrazina. Con un valor de pH de 6.5, la atrazina y el acetamidofenol se reportaron en forma no aniónica, pero compuesto PFOS, PFOA, en forma aniónica. Cuando compuestos como la atrazina y el acetamidofenol están presentes se debe a una forma neutra débilmente polar entonces la adsorción es de tipo hidrófoba e interacciones π - π . La adsorción de acetamidofenol y atrazina son similares para plásticos de tipo PE, PP, PS y ABS; con la diferencia de que la polaridad se va incrementando desde el acetamidofenol hacia los demás plástico

PA66 (nailon), PLA (biodegradables), PET (botella de plástico), PMMA y partículas de neumáticos. La presencia de enlaces N-H polarizados en la cadena polimérica facilitarían la adsorción del PFAS mediante enlaces de hidrógeno (Ateia et al., 2019), entonces la superficie de los plásticos es menor que la de sedimentos. Asimismo, el concepto de precarga de NOM es muy importante, esta se define como la exposición preliminar del adsorbente (contaminantes) a la materia orgánica natural (NOM), porque ocupan sitios de adsorción de alta energía, ya que el material orgánico (NOM) está presente en todo cuerpo de agua y agua residual.

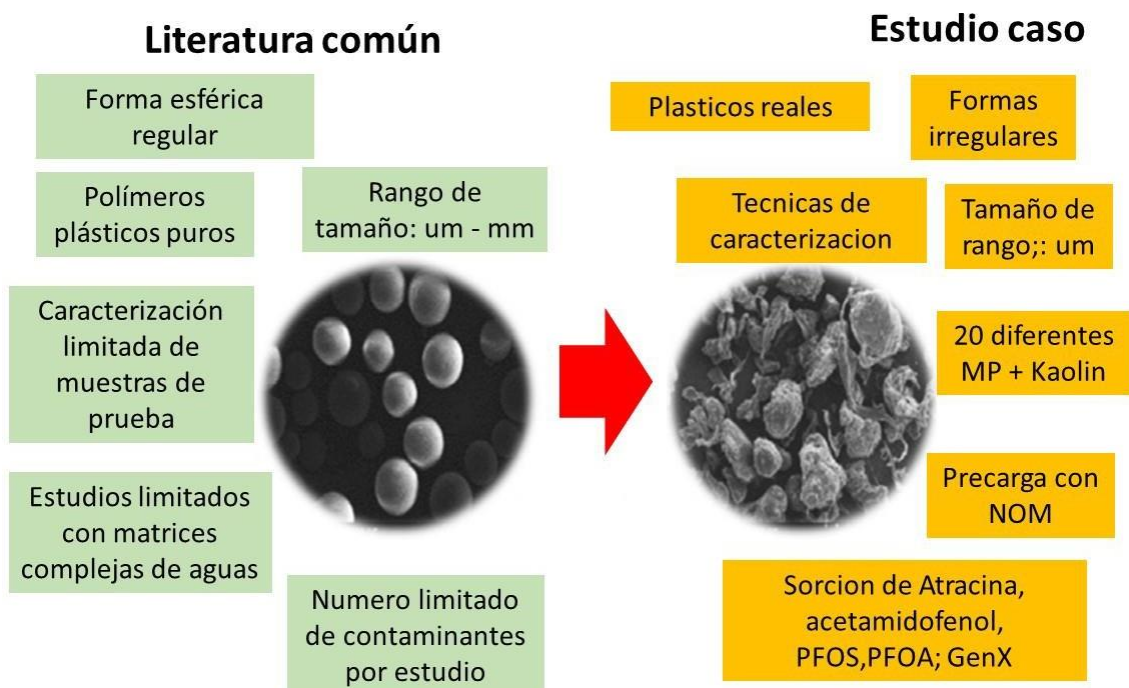


Figura 14. Estudios de adsorción real frente a caracterizaciones polímeros puros. Adaptado de Ateia et al. (2020).

V. CONCLUSIONES

OG: Se evaluaron los factores relevantes de la contaminación ambiental por nanoplasticos. Estos fueron confirmados como el transporte ambiental que va degradándolos mecánicamente así como en sus formas de tal forma que alcanzan tamaños en el orden de nano ($< 100\mu\text{m}$), los cuales debido a los grupos funcionales derivados de sus propiedades polares pueden adsorber otros contaminantes y también son ingeridos o adsorbidos por la biota ingresando a la cadena trófica.

OE1: Se han analizado los métodos aplicados para identificar y cuantificar los NP en el ambiente. Las propiedades físicas, mecánicas y químicas de los nanoplasticos entre otros factores son difíciles de determinar sin embargo hoy en día se aplican equipos de alta resolución para la medición de su masa y de su morfología, la determinación de su fragmentación también es un factor de investigación, tecnologías como la micro-tomografía y microscopía infrarroja, microscopía de barrido electrónico, FTI, BET-ESD son algunos de los equipos usados en esta tarea.

OE2: Se han analizado los efectos de los nanoplasticos sobre la biota. Se encontró que estos desechos ingresan a la cadena trófica y son adsorbidos por el plancton que a su vez es pastoreado por el zooplancton, de esta manera ingresa a la cadena trófica, además en niveles algo mayores, así especies mayores son capaces de devorar *Artemia* la cual absorbió el nanoplastico ingresando a la cadena alimenticia. Los peces de agua marina y de agua dulce se pueden alimentar directamente de estos desechos, los bivalvos y crustáceos, el nanoplastico se puede adsorber en el plancton mediante enlaces COOH o N-H entre otros grupos funcionales y a partir de allí ser digerido por especies mayores, en tanto produce la inhibición del crecimiento del plancton o de otros organismos o atrofia los órganos internos de las especies mayores tales como hígado e inclusive causar daños moleculares.

OE3: Se ha analizado el transporte ambiental de los nanos plásticos. Diversas investigaciones han marcado a posible ruta de estos desechos que surgen desde las fuentes terrestres, que por acción de escorrentía plásticos de mayor tamaño son depositados en el lecho de los ríos, siendo sujetos a la irradiación solar y a fuerzas cortantes que van generando grietas y van desmenuzando las partículas, que sufren intemperización, éstas de acuerdo a sus propiedades físicas pueden caer con en la sedimentación de material particulado y ser arrastrada por la corriente hacia el mar y en el mar también depositarse en los lechos quedando disponibles para los organismos bentónicos. Por su peso también flotan en la superficie de tal manera que sufren la irradiación solar por un lado de sus caras y se desplazan siguiendo esa dirección mientras que en el reverso se forman biopelículas.

OE4: Se ha analizado la adsorción de agentes contaminantes en las NP durante su transporte ambiental. La polaridad de cada tipo de plástico varía en función del incremento de su electronegatividad y la adsorción entonces se dará en sus formas aniónicas con contaminantes PFOA o de hidrófobas con enlaces de tipo π - π . Sin embargo no ocurre una adsorción directa entre agente contaminantes y nanoplastico necesariamente, sino que la materia orgánica natural juega un rol importantes en las partículas, especialmente relacionadas a su envejecimiento y es que debido a su gran afinidad por compuestos orgánicos e inorgánicos la materia orgánica adsorbe a los agentes contaminantes y luego este material es adsorbido por el nanoplastico. La presencia de enlaces N-H favorecen adsorciones con compuesto organices relativamente polarizados.

RECOMENDACIONES

El monitoreo de las nanopartículas es importante, especialmente se debe incrementar estos programas para conocer más acerca del estado de agregación de las nanopartículas en condiciones ambientales de campo, promover procesos de remoción de NP en los PTAR utilizando procesos de floculación entre otros.

También se recomienda que los gobiernos establezcan estrategias de limpieza de los residuos plásticos para controlar la fragmentación en nanopartículas.

Se anima a la industria a producir nuevos materiales biodegradables en lugar de este tipo de polímeros que dañan el ambiente.

Es importante continuar y ampliar la investigación sobre las propiedades cambiantes de los nano plásticos en aguas naturales, subterráneas de campo que están cargadas de material orgánico natural y que podrían contener otros tipos de contaminantes que se adsorben en las superficies de los NP, y no solo a escala de laboratorio con muestras artificialmente preparadas.

REFERENCIAS

Afzal, M.Z., Sun, X., Liu, J., Song, C., Wang, S., Javed, A., 2018. Enhancement of ciprofloxacin sorption on chitosan/biochar hydrogel beads. *Sci. Total Environ.* 639, 560–569. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.129

Alimi, O.S., Farner Budarz, J., Hernandez, L.M., Tufenkji, N., 2018. Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport. *Environ. Sci. Technol.* 52, 1704–1724. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05559>.

Almeida Lage, A.L., Moreira Meireles, A., Capelao Marciano, A., Martins Ribeiro, J., de Souza-Fagundes, E.M., Carvalho da Silva Martins, D., 2018. Ciprofloxacin degradation by first-, second-, and third-generation manganese porphyrins. *J. Hazard. Mater.* 360, 445–451. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2018.08.036

Anderson, P. J., Warrack, S., Langen, V., Challis, J. K., Hanson, M. L., & Rennie, M. D. (2017). Microplastic contamination in Lake Winnipeg, Canada. *Environmental Pollution*, 225, 223–231. doi:10.1016/j.envpol.2017.02.072

Ateia, M., Zheng, T., Calace, S., Tharayil, N., Pilla, S., & Karanfil, T. (2020). Sorption behavior of real microplastics (MPs): Insights for organic micropollutants adsorption on a large set of well-characterized MPs. *Science of The Total Environment*, 137634. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.137634

Au SY, Bruce TF, Bridges WC, Klaine SJ. 2015. Responses of *Hyalomma azteca* to acute and chronic microplastic exposures. *Environ Toxicol Chem* 34:2564–2572.

Auta, H. S., Emenike, C. U., & Fauziah, S. H. (2017). Screening of *Bacillus* strains isolated from mangrove ecosystems in Peninsular Malaysia for microplastic degradation. *Environmental Pollution*, 231, 1552–1559. doi:10.1016/j.envpol.2017.09.043

Bakir, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., 2014. Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environ. Pollut.* 185, 16–23. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.10.007

Blair, R.M., Waldron, S., Phoenix, V.R., Gauchotte-Lindsay, C., 2019. Microscopy and elemental analysis characterisation of microplastics in sediment of a freshwater urban river in Scotland. UK. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26 (12), 12491–12504.

Banerjee Amrita, Weilin L .Shelver. Micro- and nanoplastic induced cellular toxicity in mammals: A review. *Science of The Total Environment.* (755)2. 2021, 142518. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142518>

Bergami, E., Pugnali, S., Vannuccini, M.L., Manfra, L., Faleri, C., Savorelli, F., Dawson, K.A., Corsi, I., 2017. Long-term toxicity of surface-charged polystyrene nanoplastics to marine planktonic species *Dunaliella tertiolecta* and *Artemia franciscana*. *Aquat. Toxicol.* 189, 159–169. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.06.008>.

Besseling, E., Wang, B., Lurling, M., Koelmans, A.A., 2014. Nanoplastic affects growth of *S. obliquus* and reproduction of *D. magna*. *Environ. Sci. Technol.* 48, 12336–12343. <https://doi.org/10.1021/es503001d>

Bianco V, Memmolo P, Carcagnì P, Merola F, Paturzo M, Distantè C, Ferraro P (2020) Microplastic Identification via Holographic Imaging and Machine Learning. *Advanced Intelligent Systems* 2:1900153

Bouwmeester, H., Hollman, P.C., Peters, R.J., 2015. Potential health impact of environmentally released micro-and nanoplastics in the human food production chain: experiences from nanotoxicology. *Environ. Sci. Technol.* 49, 8932–8947. DOI: 10.1021/acs.est.5b01090

Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I., Canning-Clode, J., 2016. Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuar. Coast. Shelf. S.* 178, 189–195. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.003>

Cai, L., Hu, L., Shi, H., Ye, J., Zhang, Y., Kim, H., 2018. Effects of inorganic ions and natural organic matter on the aggregation of nanoplastics. *Chemosphere* 197, 142–151.

Capolupo, M., Sørensen, L., Jayasena, K. D. R., Booth, A. M., & Fabbri, E. (2020). Chemical composition and ecotoxicity of plastic and car tire rubber leachates to aquatic organisms. *Water Research*, 169, 115270. doi:10.1016/j.watres.2019.115270

Cegarra Sánchez, José. 2011. Metodología de la investigación científica y tecnológica. Edición. https://books.google.com.pe/books?id=-XG4KMFNnP4C&printsec=frontcover&hl=es&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false

Cejas, C. M., Monti, F., Truchet, M., Burnouf, J.-P., & Tabeling, P. (2018). Universal diagram for the kinetics of particle deposition in microchannels. *Physical Review E*, 98(6). doi:10.1103/physreve.98.062606

Chae, Y., Kim, D., Kim, S.W., An, Y.J., 2018. Trophic transfer and individual impact of nanosized polystyrene in a four-species freshwater food chain. *Sci. Rep.* 8, 284. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-18849-y>.

Chamas, A., Moon, H., Zheng, J., Qiu, Y., Tabassum, T., Jang, J. H., ... Suh, S. (2020). Degradation Rates of Plastics in the Environment. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*. doi:10.1021/acssuschemeng.9b06635

Chen, Q., Gundlach, M., Yang, S., Jiang, J., Velki, M., Yin, D., & Hollert, H. (2017). Quantitative investigation of the mechanisms of microplastics and nanoplastics toward zebrafish larvae locomotor activity. *Science of The Total Environment*, 584-585, 1022–1031. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.156>

Chua, E.M., Shimeta, J., Nugegoda, D., Morrison, P.D., Clarke, B.O., 2014. Assimilation of polybrominated diphenyl ethers from microplastics by the marine amphipod, *Allorchestes Compressa*. *Environ. Sci. Technol.* 48, 8127–8134. DOI: 10.1021/es405717z

Cole, M., Galloway, T.S., 2015. Ingestion of nanoplastics and microplastics by pacific oyster larvae. *Environ. Sci. Technol.* 49, 14625–14632. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04099>

Correia, M., Loeschner, K. Detection of nanoplastics in food by asymmetric flow field-flow fractionation coupled to multi-angle light scattering: possibilities, challenges and analytical limitations. *Anal Bioanal Chem* 410, 5603–5615 (2018). <https://doi.org/10.1007/s00216-018-0919-8>

Crawford, C.B., Quinn, B., 2017. 4-Physiochemical properties and degradation. In: *Microplastic Pollutants*. Elsevier, pp. 57e100. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809406-8.00004-9>

Cunha, C., Faria, M., Nogueira, N., Ferreira, A., Cordeiro, N., 2019. Marine vs freshwater microalgae exopolymers as biosolutions to microplastics pollution. *Environ. Pollut.* 249, 372–380.

Cutroneo, L., Reboa, A., Besio, G., Borgogno, F., Canesi, L., Canuto, S., ... Capello, M. (2020). Microplastics in seawater: sampling strategies, laboratory methodologies, and identification techniques applied to port environment. *Environmental Science and Pollution Research*. doi:10.1007/s11356-020-07783-8

da Costa Pinto, J., Paco, A., Santos, P. S. M., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. 2019. Microplastics in soils: assessment, analytics and risks. *Environ. Chem.* 16, 18–30. <https://doi.org/10.1071/EN18150>

da Costa, J. P., Santos, P. S. M., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2016). (Nano) plastics in the environment – Sources, fates and effects. *Science of The Total Environment*, 566-567, 15–26. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.05.041

Dawson, A.L., Kawaguchi, S., King, C.K. et al. Turning microplastics into nanoplastics through digestive fragmentation by Antarctic krill. *Nat Commun* 9, 1001 (2018). <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03465-9>

De Souza Machado, A. A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., & Rillig, M. C. (2018). Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 24(4), 1405–1416. doi:10.1111/gcb.14020

Domingues Granda Julio Benjamin. 2015. Manua de metodología de la investigación científica. Universidad católica Los Angeles Chimbote.3er edición. https://ebevidencia.com/wp-content/uploads/2016/01/Manual_metodologia_investigacion_ebevidencia.pdf

Efimova, I., Bagaeva, M., Bagaev, A., Kilesa, A., & Chubarenko, I. P. (2018). Secondary Microplastics Generation in the Sea Swash Zone With Coarse Bottom Sediments: Laboratory Experiments. *Frontiers in Marine Science*, 5. doi:10.3389/fmars.2018.00313

Enfrin, M., Lee, J., Gibert, Y., Basheer, F., Kong, L., & Dumée, L. F. (2019). Release of hazardous nanoplastic contaminants due to microplastics fragmentation under shear stress forces. *Journal of Hazardous Materials*, 121393. doi:10.1016/j.jhazmat.2019.121393

Fu, W., Min, J., Jiang, W., Li, Y., Zhang, W., 2020. Separation, characterization and identification of microplastics and nanoplastics in the environment. *Sci. Total Environ.* 721, 137561. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137561>

Fu, W., Zhang, W., 2018. Measurement of the surface hydrophobicity of engineered nanoparticles using an atomic force microscope. *Phys. Chem. Chem. Phys.* 20, 24434–24443.

Fuller, S., Gautam, A., 2016. A procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction. *Environ. Sci. Technol.* 50, 5774–5780. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00816>

Galafassi, S., Nizzetto, L., & Volta, P. (2019). Plastic sources: A survey across scientific and grey literature for their inventory and relative contribution to microplastics pollution in natural environments, with an emphasis on surface water. *Science of The Total Environment*. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.07.305

Gigault, J., Ter Halle, A. ter, Baudrimont, M., Pascal, P.-Y., Gauffre, F., Phi, T.-L., ... Reynaud, S. (2018). Current opinion: What is a nanoplastic? *Environmental Pollution*, 235, 1030–1034. doi:10.1016/j.envpol.2018.01.024

Gigault, J., El Hadri, H., Reynaud, S., Deniau, E., Grassl, B., (2017). Asymmetrical flow field flow fractionation methods to characterize submicron particles: application to carbon-based aggregates and nanoplastics. *Anal. Bioanal. Chem.* 409, 6761–6769. DOI: 10.1007/s00216-017-0629-7

Guerra, P., Kim, M., Shah, A., Alaei, M., Smyth, S.A., (2014). Occurrence and fate of antibiotic, analgesic/anti-inflammatory, and antifungal compounds in five wastewater treatment processes. *Sci. Total Environ.* 473-474, 235–243. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.12.008

Guerranti, C. T. Martellini, G. Perra, Scopetan, A. Cincinelli. Microplastics in cosmetics: Environmental issues and needs for global bans. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. (68), May 2019, Pages 75-79. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.007>

Guo, X., Chen, C., Wang, J., 2019. Sorption of sulfamethoxazole onto six types of microplastics. *Chemosphere*. 228, 300–308. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.04.155

Guo, X., Pang, J., Chen, S., Jia, H., 2018. Sorption properties of tylosin on four different microplastics. 2018. *Chemosphere*. 209, 240–245. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.100>

Hale, R.C., 2017. Analytical challenges associated with the determination of microplastics in the environment. *Anal. Methods-UK* 9, 1326–1327.

Hartmann, N.B., Hüffer, T., Thompson, R.C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A.E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M.P., Hess, M.C., Ivleva, N.P.,

Heinlaan, M., Kasemets, K., Aruoja, V., Blinova, I., Bondarenko, O., Lukjanova, A., Khosrovyan, A., Kurvet, I., Pullerits, M., Sihtmaa, M., Vasiliev, G., Vija, H., Kahru, A., 2020. Hazard evaluation of polystyrene nanoplastic with nine bioassays did not show particle-specific acute toxicity. *Sci. Total Environ*. 707. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136073>.

Hernandez, L. M., Yousefi, N., & Tufenkji, N. (2017). Are There Nanoplastics in Your Personal Care Products? *Environmental Science & Technology Letters*, 4(7), 280–285. doi:10.1021/acs.estlett.7b00187

Huppertsberg, S., Knepper, T.P. Instrumental analysis of microplastics—benefits and other Challenges. *Anal Bioanal Chem* 410, 6343–6352 (2018). <https://doi.org/10.1007/s00216-018-1210-8>

Kaberova, Z., Karpushkin, E., Nevoralova, M., Vetrik, M., Slouf, M., Duskova-Smrckova, M., 2020. Microscopic structure of swollen hydrogels by scanning electron and light microscopies: artifacts and reality. *Polymers* Basel 12, 578

Kim, D., Chae, Y., An, Y.J., 2017. Mixture toxicity of nickel and microplastics with different functional groups on *Daphnia magna*. *Environ. Sci. Technol.* 51, 12852–12858. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03732>

Kögel, T., Bjørøy, Ø., Toto, B., Bienfait, A. M., & Sanden, M. (2019). Micro- and nanoplastic toxicity on aquatic life: Determining factors. *Science of The Total Environment*, 136050. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.136050

Kumari, A., Chaudhary, D.R., Jha, B., 2018. Destabilization of polyethylene and polyvinylchloride structure by marine bacterial strain. *Environ. Sci. Pollut. R.* 26, 1507–1516.

Lagarde, F., Olivier, O., Zanella, M., Daniel, P., Hiard, S., Caruso, A., 2016. Microplastic interactions with freshwater microalgae: hetero-aggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type. *Environ. Pollut.* 215, 331–339.

Lusher, A.L., Wagner, M., 2019. Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environ. Sci. Technol.* 53, 1039–1047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>.

Lei, K., Qiao, F., Liu, Q., Wei, Z., Qi, H., Cui, S., ... An, L. (2017). Microplastics releasing from personal care and cosmetic products in China. *Marine Pollution Bulletin*, 123(1-2), 122–126. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.09.016

Li, Y., Wang, X., Fu, W., Xia, X., Liu, C., Min, J., Zhang, W., Crittenden, J.C., 2019. Interactions between nano/micro plastics and suspended sediment in water: implications on aggregation and settling. *Water Res.* 161, 486–495.

Li, J., Zhang, K., Zhang, H., 2018a. Adsorption of antibiotics on microplastics. *Environ. Pollut.* 237, 460–467. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.050>

Li, X., Chen, L., Mei, Q., Dong, B., Dai, X., Ding, G., Zeng, E.Y., 2018b. Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China. *Water Res.* 142, 75–85. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.034>

Li, H., Zhang, D., Han, X., Xing, B., 2014. Adsorption of antibiotic ciprofloxacin on carbon nanotubes: pH dependence and thermodynamics. *Chemosphere.* 95, 150–155. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.08.053>

Lim, D., Jeong, J., Song, K. S., Sung, J. H., Oh, S. M., & Choi, J. (2020). Inhalation toxicity of polystyrene micro(nano)plastics using modified OECD TG 412. *Chemosphere*, 128330. doi:10.1016/j.chemosphere.2020.128330

Liu, J., Zhang, T., Tian, L., Liu, X., Qi, Z., Ma, Y., Ji, R., Chen, W., 2019a. Aging significantly affects mobility and contaminant-mobilizing ability of nanoplastics in saturated loamy sand. *Environ. Sci. Technol.* 53, 5805–5815.

Long, M., Paul-Pont, I., Hégaret, H., Moriceau, B., Lambert, C., Huvet, A., & Soudant, P. (2017). Interactions between polystyrene microplastics and marine phytoplankton lead to species-specific hetero-aggregation. *Environmental Pollution*, 228, 454–463. doi:10.1016/j.envpol.2017.05.047

Lu, Y., Zhang, Y., Deng, Y., Jiang, W., Zhao, Y., Geng, J., ... Ren, H. (2016). Uptake and Accumulation of Polystyrene Microplastics in Zebrafish (*Danio rerio*) and Toxic Effects in Liver. *Environmental Science & Technology*, 50(7), 4054–4060. doi:10.1021/acs.est.6b00183

Luo, H., Li, Y., Zhao, Y., Xiang, Y., He, D., & Pan, X. (2019). Effects of accelerated aging on characteristics, leaching, and toxicity of commercial lead chromate pigmented microplastics. *Environmental Pollution*, 113475. doi:10.1016/j.envpol.2019.113475

Ma, J., Sheng, G. D., Chen, Q.-L., & O'Connor, P. (2020). Do combined nanoscale polystyrene and tetracycline impact on the incidence of resistance genes and microbial community disturbance in *Enchytraeus crypticus*? *Journal of Hazardous Materials*, 122012. doi:10.1016/j.jhazmat.2019.122012

Mao, Y., Ai, H., Chen, Y., Zhang, Z., Zeng, P., Kang, L., Li, W., Gu, W., He, Q., Li, H., 2018. Phytoplankton response to polystyrene microplastics: perspective from an entire growth period. *Chemosphere* 208, 59–68. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.170>

Maraldo, K., Schmelz, R.M., Larsen, T., Christensen, B.T., Eriksen, J., 2015. Enchytraeids as indicator of soil quality in temporary organic grass-clover leys under contrasting management: a feasibility study. *Soil Biol. Biochem.* 91, 32–39.

Menz, J., Muller, J., Olsson, O., Kummerer, K., 2018. Bioavailability of antibiotics at soilwater interfaces: a comparison of measured activities and equilibrium partitioning estimates. *Environ. Sci. Technol.* 52, 6555–6564. DOI: 10.1021/acs.est.7b06329

Mintenig, S.M., Bauerlein, P., Koelmans, A.A., Dekker, S.C., van Wezel, A., 2018. Closing the gap between small and smaller: towards a framework to analyse nano-

and microplastics in aqueous environmental samples. *Environ. Sci-Nano* 5, 1640–1649. DOI:10.1039/C8EN00186C

Murphy, F., & Quinn, B. (2018). The effects of microplastic on freshwater *Hydra attenuata* feeding, morphology & reproduction. *Environmental Pollution*, 234, 487–494. doi:10.1016/j.envpol.2017.11.029

Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J.L., Pereira, T., 2015. Ingestion of microplastics by commercial fish off the portuguese coast. *Mar. Pollut. Bull.* 101, 119–126. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.008>

Nguyen, B., Claveau-Mallet, D., Hernandez, L.M., Xu, E.G., Farner, J.M., Tufenkji, N., 2019. Separation and analysis of microplastics and nanoplastics in complex environmental samples. *Accounts Chem. Res.* 52, 858–866. <https://doi.org/10.1021/acs.accounts.8b00602>

Oberbeckmann, S., Loder, M.G.J., Labrenz, M., 2015. Marine microplastic-associated biofilms – a review. *Environ. Chem.* 12 (5), 551–562.

Oliveira, M., & Almeida, M. (2019). The why and how of micro(nano) plastic research. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. doi:10.1016/j.trac.2019.02.023

Oriekhova, O., Stoll, S., 2018. Heteroaggregation of nanoplastic particles in the presence of inorganic colloids and natural organic matter. *Environ. Sci-Nano* 5, 792–799.

Philippe, A., Gangloff, M., Rakcheev, D., & Schaumann, G. E. (2014). Evaluation of hydrodynamic chromatography coupled with inductively coupled plasma mass spectrometry detector for analysis of colloids in environmental media – effects of colloid composition, coating and shape. *Anal. Methods*, 6(21), 8722–8728. doi:10.1039/c4ay01567c <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.7b01906>

Picó, Y., & Barceló, D. (2019). Analysis and Prevention of Microplastics Pollution in Water: Current Perspectives and Future Directions. *ACS Omega*, 4(4), 6709–6719. doi:10.1021/acsomega.9b00222

Pirok, B.W., Abdulhussain, N., Aalbers, T., Wouters, B., Peters, R.A., Schoenmakers, P.J., 2017. Nanoparticle analysis by online comprehensive two-dimensional liquid chromatography combining hydrodynamic chromatography and size-exclusion chromatography with intermediate sample transformation. *Anal. Chem.* 89, 9167–9174. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.7b01906>

plasticseurope.org . 2018. Plastics – the Facts 2019 An analysis of European plastics production, demand and waste data. https://www.plasticseurope.org/application/files/9715/7129/9584/FINAL_web_version_Plastics_the_facts2019_14102019.pdf

Rai, P. K., Lee, J., Brown, R. J. C., & Kim, K.-H. (2020). Environmental fate, ecotoxicity biomarkers, and potential health effects of micro- and nano-scale plastic contamination. *Journal of Hazardous Materials*, 123910. doi:10.1016/j.jhazmat.2020.123910

Rist, S., Baun, A., & Hartmann, N. B. (2017). Ingestion of micro- and nanoplastics in *Daphnia magna* – Quantification of body burdens and assessment of feeding rates and reproduction. *Environmental Pollution*, 228, 398–407. doi:10.1016/j.envpol.2017.05.048

Rochman, C.M., 2018. Microplastics research—from sink to source. *Science*. 6384, 28–29. <https://rochmanlab.files.wordpress.com/2018/09/rochman-2018-science.pdf>

Rogers, K. L., Carreres-Calabuig, J. A., Gorokhova, E., & Posth, N. R. (2020). Micro-by-micro interactions: How microorganisms influence the fate of marine microplastics. *Limnology and Oceanography Letters*. doi:10.1002/lol2.10136

Scheurer, M., Bigalke, M., 2018. Microplastics in swiss floodplain soils. *Environ. Sci. Technol.* 52, 3591–3598. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06003>

Schwaferts, C., Niessner, R., Elsner, M., Ivleva, N.P., 2019. Methods for the analysis of submicrometer- and nanoplastic particles in the environment. *TrAC-Trend. Anal. Chem.* 112, 52–65.

Seeley, M.E., et al., 2020. Microplastics affect sedimentary microbial communities and nitrogen cycling. *Nat. Commun.* 11, 2372.

Sendra, M., Sparaventi, E., Novoa, B., & Figueras, A. (2020). An overview of the internalization and effects of microplastics and nanoplastics as pollutants of emerging concern in bivalves. *Science of The Total Environment*, 142024. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.142024

Shendruk, T.N., Slater, G.W., 2014. Hydrodynamic chromatography and field flow fractionation in finite aspect ratio channels. *J. Chromatogr. A* 1339, 219–223. DOI: 10.1016/j.chroma.2014.03.002

Silva, A.B., Bastos, A.S., Justino, C.I.L., da Costa, J.P., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T.A.P., 2018. Microplastics in the environment: cter Hallenges in analytical chemistry - A review. *Anal. Chim. Acta* 1017, 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2018.02.043>

Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L. Gaffney, O., Ludwig, C., 2015. The trajectory of the Anthropocene: the Great Acceleration. *Anthropocene Rev.* 2 (1), 81–98.

Stock, F., Kochleus, C., Bansch-Baltruschat, B., Brennholt, N., & Reifferscheid, G. (2019). Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment – a review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. doi:10.1016/j.trac.2019.01.014

Sun, X., Chen, B., Li, Q., Liu, N., Xia, B., Zhu, L., Qu, K., 2018. Toxicities of polystyrene nano- and microplastics toward marine bacterium *Halomonas alkaliphila*. *Sci. Total Environ.* 642, 1378–1385. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.141

Talleg, K., Blard, O., Gonzalez-Fernandez, C., Brotons, G., Berchel, M., Soudant, P., Huvet, A., Paul-Pont, I., 2019. Surface functionalization determines behavior of nanoplastic solutions in model aquatic environments. *Chemosphere* 225, 639–646.

ter Halle, T. A., Ladirat, L., Gendre, X., Goudouneche, D., Pusineri, C., Routaboul, C., Tenailleau, C., Duployer, B., Perez, E., 2016. Understanding the fragmentation pattern of marine plastic debris. *Environ. Sci. Technol.* 50, 5668e5675.

Thiagarajan, V., Iswarya, V., Seenivasan, R., Chandrasekaran, N., Mukherjee, A., 2019. Influence of differently functionalized polystyrene microplastics on the toxic effects of P25 TiO₂ NPs towards marine algae *Chlorella* sp. *Aquat. Toxicol.* 207, 208–216.

Tran Nguyen, Q. A., Nguyen, H. N. Y., Strady, E., Nguyen, Q. T., Trinh-Dang, M., & Vo, V. M. (2020). Characteristics of microplastics in shoreline sediments from a tropical and urbanized beach (Da Nang, Vietnam). *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111768. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111768

Trefalt, G., Palberg, T., Borkovec, M., 2017. Forces between colloidal particles in aqueous solutions containing monovalent and multivalent ions. *Curr. Opin. Colloid In.* 27, 9–17.

Varela Ruiz, M., & Vives Varela, T. (2016). Autenticidad y calidad en la investigación educativa cualitativa: multivocalidad. *Investigación En Educación Médica*, 5(19), 191–198. doi:10.1016/j.riem.2016.04.006

Velzeboer, I., Kwadijk, C., Koelmans, A., 2014. Strong sorption of PCBs to nanoplastics, microplastics, carbon nanotubes, and fullerenes. *Environ. Sci. Technol.* 48, 4869–4876. <https://doi.org/10.1021/es405721v>

Walker, T. R., & Xanthos, D. (2018). A call for Canada to move toward zero plastic waste by reducing and recycling single-use plastics. *Resources, Conservation and Recycling*, 133, 99–100. doi:10.1016/j.resconrec.2018.02.014

Wang, X., Bolan, N., Tsang, D. C. W., Binoy, S., Bradney, L., & Li, Y. (2020a). A review of microplastics aggregation in aquatic environment: Influence factors, analytical methods, and environmental implications. *Journal of Hazardous Materials*, 123496. doi:10.1016/j.jhazmat.2020.123496

Wang, C., Zhao, J., & Xing, B. (2020b). Environmental Source, Fate, and Toxicity of Microplastics. *Journal of Hazardous Materials*, 124357. doi:10.1016/j.jhazmat.2020.124357

Wang, X., Zheng, H., Zhao, J., Luo, X., Wang, Z., & Xing, B. (2020c). Photodegradation Elevated the Toxicity of Polystyrene Microplastics to Grouper (*Epinephelus moara*) through Disrupting Hepatic Lipid Homeostasis. *Environmental Science & Technology*. doi:10.1021/acs.est.9b07016

Wang, W., & Wang, J. (2018a). Investigation of microplastics in aquatic environments: An overview of the methods used, from field sampling to laboratory analysis. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. doi:10.1016/j.trac.2018.08.026

Wang, Z., Chen, M., Zhang, L., Wang, K., Yu, X., Zheng, Z., Zheng, R., (2018b). Sorption behaviors of phenanthrene on the microplastics identified in a mariculture farm in Xiangshan Bay, Southeastern China. *Sci. Total Environ.* 628-629, 1617–1626. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.146>

Wang, B., Lv, X., Feng, D., Xie, L., Zhang, J., Li, M., Xie, Y., Li, J., Zhou, H., (2016). Highly stable Zr(IV)-based metal-organic frameworks for the detection and removal of antibiotics and organic explosives in water. *J. Am. Chem. Soc.* 138, 6204–6216. <https://doi.org/10.1021/jacs.0c11276>

Wang, F., Shih, K.M., Li, X., 2015. The partition behavior of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanesulfonamide (FOSA) on microplastics. *Chemosphere.* 119, 841–847. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.08.047>

Watts, A.J., Urbina, M.A., Corr, S., Lewis, C., Galloway, T.S., 2015. Ingestion of plastic microfibers by the crab *Carcinus maenas* and its effect on food consumption and energy balance. *Environ. Sci. Technol.* 49, 14597–14604.

Weithmann, N., Möller, N.J., Löder, J.G.M., Piehl, S., Laforsch, C., Freitag, R., 2018. Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. *Sci. Adv.* 4, 1–77. DOI: 10.1126/sciadv.aap8060

Xiao, Y., Tan, Z., Yin, Y., Guo, X., Xu, J., Wang, B., ... Liu, J. (2018). Application of hollow fiber flow field-flow fractionation with UV–Vis detection in the rapid characterization and preparation of poly(vinyl acetate) nanoemulsions. *Microchemical Journal*, 137, 376–380. doi:10.1016/j.microc.2017.11.017

Xin, X., Huang, G., An, C., Raina-Fulton, R., Weger, H., 2019a. Insights into long-term toxicity of triclosan to freshwater green algae in lake erie. *Environ. Sci. Technol.* 53 (4), 2189–2198.

Xin, X., Huang, G., An, C., Feng, R., 2019b. Interactive toxicity of triclosan and Nano-TiO₂ to green alga *Eremosphaera viridis* in Lake Erie: a new perspective based on fourier transform infrared spectromicroscopy and synchrotron-based X-ray fluorescence imaging. *Environ. Sci. Technol.* 53 (16), 9884–9894

Xu, B., Liu, F., Brookes, P.C., Xu, J., 2018a. The sorption kinetics and isotherms of sulfamethoxazole with polyethylene microplastics. *Mar. Pollut. Bull.* 131, 191–196. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.027>

Xu, B., Liu, F., Brookes, P.C., Xu, J., 2018b. Microplastics play a minor role in tetracycline sorption in the presence of dissolved organic matter. *Environ. Pollut.* 240, 87–94. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.04.113

Yang, M., Chen, B., Xin, X., Song, X., Liu, J., Dong, G., ... Zhang, B. (2020). Interactions between microplastics and oil dispersion in the marine environment. *Journal of Hazardous Materials*, 123944. doi:10.1016/j.jhazmat.2020.123944

Yilimulati, M., Wang, L., Ma, X., Yang, C., & Habibul, N. (2020). Adsorption of ciprofloxacin to functionalized nano-sized polystyrene plastic: kinetics, thermochemistry and toxicity. *Science of The Total Environment*, 142370. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.142370

Yokota, K., Waterfield, H., Hastings, C., Davidson, E., Kwietniewski, E., Wells, B., 2017. Finding the missing piece of the aquatic plastic pollution puzzle: interaction between primary producers and microplastics. *Limnol. Oceanogr. Lett.* 2, 91–104. <https://doi.org/10.1002/lol2.10040>

Yonkos, L., Friedel, E.A., Perez-Reyes, A.C., Ghosal, S., Arthur, C.D., 2014. Microplastics in four estuarine rivers in the Chesapeake bay, U.S.A. *Environ. Sci. Technol.* 48, 14195–14202. <https://doi.org/10.1021/es5036317>

Yu, F., Yang, C., Zhu, Z., Bai, X., Ma, J., 2019. Adsorption behavior of organic pollutants and metals on micro/nanoplastics in the aquatic environment. *Sci. Total Environ.*, 133643

Zhang, C., Wang, C., Cao, G., Wang, D., Ho, S.-H., 2020. A sustainable solution to plastics pollution: an eco-friendly bioplastic film production from high-salt contained *Spirulina* sp. residues. *J. Hazard. Mater.* 388, 121773.

Zhang, C., Chen, X., Wang, J., Tan, L., 2017. Toxic effects of microplastic on marine microalgae *Skeletonema costatum*: interactions between microplastic and algae. *Environ. Pollut.* 220, 1282–1288.

Zhou, G., Wang, Q., Li, J., Li, Q., Xu, H., Ye, Q., ... Zhang, J. (2020). Removal of polystyrene and polyethylene microplastics using PAC and FeCl₃ coagulation: Performance and mechanism. *Science of The Total Environment*, 141837. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.141837

Zobkov, M. B., & Esiukova, E. E. (2018). Microplastics in a Marine Environment: Review of Methods for Sampling, Processing, and Analyzing Microplastics in Water, Bottom Sediments, and Coastal Deposits. *Oceanology*, 58(1), 137–143. doi:10.1134/s0001437017060169

ANEXOS

Tabla 4. Matrices ambientales, parámetros de análisis aplicados en la identificación de y composición de nanopartículas Fuente: Silva et al 2018

Matrix	Sampling	Time elapsed (quantity collected)	Equipment	Extraction	Analytical technique
Water	2 h (between 2.3 and 310 million L/day) 30 min	Stacked Tyler sieves (0.355 mm and 0.125 mm stainless steel mesh) Manta trawl (rectangular opening 16 cm high by 61 cm wide, 3 m long, 333 µm mesh)	–	–	Stereo microscope
Water, biological tissue	15–20 min (total of 2 L)	Neuston nets (0.52 × 0.36 m) of 333 µm mesh	–	–	Py-GC-MS
Water, sediment	<10 L 30 min.	Telescopic sampling pole Plankton net (153 µm)	–	–	Micro-FTIR spectroscopy Stereo microscope and ATR-FTIR
Water, biological tissue	5 min (water, flow rates between 0.11 and 5.04 m s ⁻¹), 30 min (biological tissue)	80 µm mesh conical net/seine nets, gillnets, conventional tackle, and minnow traps	–	32 µm steel-wire sieve and saturated NaCl solution 10% NaClO, HNO ₃ :NaClO (1:10 v/v)	Stereo microscope TED-GC-MS
Water, sediment	–	1, 2, 4 and 10 mm mesh size	–	–	–
Sediment	–	0.25 × 0.25 m ² , 5 mm sieve Metal spoon	–	Top layer of sediment (3–6 cm) Directly from the sediment to a depth of 2 cm	ATR-FTIR Py-GC-MS
–	–	Stainless steel shovel and 20 × 20 cm wooden frame	–	Surface layer (depth of 20 m)	Stereo microscope, micro-FTIR spectroscopy, SEM-EDS, ICP-MS
–	4–6 L	Sediment cores (diameter of 10 cm to a depth of 5 cm)	–	Munich plastic sediment separator. Centrifugation tubes with sieves (750 µm mesh)	Micro-Raman spectroscopy
–	–	Stainless steel scoop (10 cm depth) in order to fill a 1 L glass Kilner jar	–	Concentrated ZnCl ₂ solution (1.7 –1.8 kg L ⁻¹)	Raman spectroscopy
3 kg	–	Ekman dredge	–	Saturated NaCl solution and 30% H ₂ O ₂	Stereo microscope and ATR-FTIR
Biological tissue	Whenever 3 clams of 40–45 mm were retained Until approximately 50 mussels were collected	0.5 × 0.5 m ² Tweezers	–	69–71% HNO ₃ 30% H ₂ O ₂	Stereo microscope
–	Overnight/4 weeks	Gillnets (mesh of 50 mm)/cages	–	Trituration of dried samples, 15% H ₂ O ₂	Stereo microscope, micro-FTIR spectroscopy, SEM-EDS
–	–	Baka 44/60, 40/60 and GOC 73 trawl gears	–	Dried samples, NaOH 1 M	Stereo microscope, ATR-FTIR
–	–	90 mm GF/A 1.6 µm glass fibre filters and magnetic hot plate stirrer	–	Digestion solution (KOH 10% solution, 60 °C, 24 h)	Inverted microscope and stereo microscope
–	–	Gillnet, demersal trawl	–	SDS, protease, chitinase and H ₂ O ₂ treatment; vacuum dried samples, petroleum ether (60/80)	Py-GC-MS, Raman spectroscopy
–	–	–	–	Dried fish and excised organs or eviscerated flesh	Py-GC-MS Micro-Raman spectroscopy, FESEM-EDX